

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LAÍS DE OLIVEIRA CARNEIRO

MODELAGEM HIDROECOLÓGICA COM VARIAÇÃO DO USO DO  
SOLO PARA AVALIAÇÃO DOS GRAUS DE TROFIA DE  
RESERVATÓRIOS: ESTUDO DE CASO DO RIO VERDE.

CURITIBA PR

2019

LAÍS DE OLIVEIRA CARNEIRO

MODELAGEM HIDROECOLÓGICA COM VARIAÇÃO DO USO DO  
SOLO PARA AVALIAÇÃO DOS GRAUS DE TROFIA DE  
RESERVATÓRIOS: ESTUDO DE CASO DO RIO VERDE.

Dissertação apresentada como requisito parcial à  
obtenção do grau de Mestre em Engenharia Am-  
biental no Programa de Pós-Graduação em Enge-  
nharia Ambiental, Setor de Tecnologia, da Univer-  
sidade Federal do Paraná.

Área de concentração: *Engenharia Ambiental*.

Orientador: Emílio Graciliano Ferreira Mercuri.

CURITIBA PR

2019

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR  
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

C289m

Carneiro, Laís de Oliveira

Modelagem hidroecológica com variação do uso do solo para avaliação dos graus de trofia de reservatórios: estudo de caso do Rio Verde [recurso eletrônico] / Laís de Oliveira Carneiro. – Curitiba, 2019.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2019.

Orientador: Emílio Graciliano Ferreira Mercuri .

1. Reservatórios. 2. Abastecimento de água. 3. Água – Qualidade. 4. Solo – Uso. 5. Verde, Rio, Bacia (PR). I. Universidade Federal do Paraná. II. Mercuri, Emílio Graciliano Ferreira. III. Título.

CDD: 627.04208162

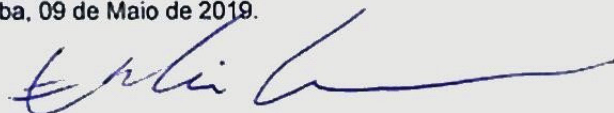
Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894

**TERMO DE APROVAÇÃO**

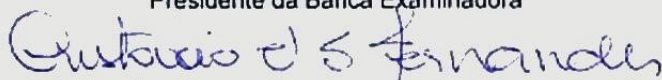
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **LAIS DE OLIVEIRA CARNEIRO**, intitulada: **MODELAGEM HIDROECOLÓGICA COM VARIAÇÃO DO USO DO SOLO PARA AVALIAÇÃO DOS GRAUS DE TROFIA DE RESERVATÓRIOS: ESTUDO DE CASO DO RIO VERDE.**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de Mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

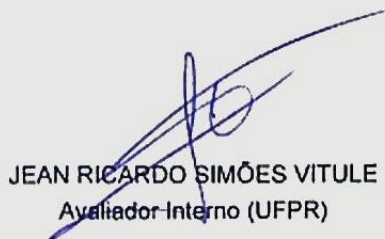
Curitiba, 09 de Maio de 2019.



EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI  
Presidente da Banca Examinadora



CRISTOVÃO VICENTE SCAPULATEMPO FERNANDES  
Avaliador Externo (UFPR)



JEAN RICARDO SIMÕES VITULE  
Avaliador Interno (UFPR)



# Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador, **Emílio Graciliano Ferreira Mercuri**, pelos conselhos, projetos desenvolvidos e por todo apoio dedicado para que este trabalho fosse desenvolvido. Foi uma experiência muito enriquecedora, que me fez crescer pessoalmente e como pesquisadora. Obrigada por acreditar no meu potencial e pela parceria.

Agradeço ao meu pai **Luiz Cláudio Carneiro**, e minha avó **Celina Custódio**, que mesmo distantes se fizeram presentes para me apoiar nesta jornada.

Agradeço ao meu marido, **Felipe Luis Soares Silva**, que me conheceu no meio desta jornada, deu suporte nas minhas decisões e esteve sempre ao meu lado. Obrigada por me ajudar a sempre lembrar que sou capaz.

Agradeço ao **João Bazzo**, **Diogo Lessa**, **Kelly Heylmann** e **Rodrigo Moreno** por todos os momentos e aprendizados únicos que vou levar para a vida. Tudo se fez mais leve na companhia de vocês. Obrigada Mestres!

Agradeço ao grupo do **Laboratório de Ecologia e Conservação**, em especial ao **Thiago Occhi** e **Jean Vitule**, pelas ideias e contribuições na minha formação enquanto pesquisadora. Muito obrigada por toda parceria, ajuda e aprendizado.

Agradeço ao **Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental**, em especial ao **Leonildo** e **Lucineide**, da secretaria do programa, que sempre me ajudaram e estiveram disponíveis quando precisei.

Agradeço também a **Nathalia Sibuya**, **Juliana Shultz** e **Andressa Bernal**. Mulheres e amigas incríveis que me deram suporte e perspectivas para seguir adiante na vida acadêmica e pessoal.

Agradeço também a todos outros colegas que contribuíram para o meu trabalho de alguma forma e que se fizeram presentes nesta jornada. A todos vocês, meu muito obrigada.

Agradeço ao financiamento recebido pela CAPES, cujo suporte foi fundamental para o desenvolvimento deste estudo.

# RESUMO

A transformação de um ambiente lótico em lântico associado às alterações antrópicas na bacia hidrográfica impactam os recursos hídricos e a resiliência do ambiente com relação aos distúrbios como aporte excessivo de nutrientes e sedimentos, que favorece o processo de eutrofização de reservatórios. Um modelo hidrológico distribuído permite a quantificação das cargas de nutrientes geradas na bacia e nos rios, e seu acoplamento a um modelo ecológico permite avaliar os graus de trofia de um reservatório em diferentes cenários, uma vez que os processos biológicos são considerados. Neste estudo foi utilizado o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para gerar as simulações das séries de nutrientes na bacia hidrográfica, e um sistema de equações do modelo ecológico que simula a interação entre fitoplâncton e zooplâncton, e agrega o ciclo do nitrogênio e fósforo à taxa de crescimento do fitoplâncton, fornecendo o balanço dos nutrientes no reservatório. A área de estudo utilizada foi a bacia do Rio Verde, por se tratar de uma bacia com intenso uso agrícola e possuir reservatório para abastecimento público e industrial. O acoplamento de modelos gerou resultados diários de vazões e cargas de nutrientes para a bacia e reservatório e foi proposto um índice de estado trófico modificado ( $IET_{mod}$ ) adequado aos novos cenários de mudança no uso do solo. Os resultados mostraram que o  $IET_{mod}$  é mais apropriado para classificar ambientes com co-limitação de nutrientes e altamente impactados. O reservatório do Rio Verde foi classificado como mesotrófico para o cenário atual e eutrófico para os cenários propostos. O conjunto de metodologias aplicadas neste estudo, denominado modelo 0D distribuído (0DD), pode ser replicado em outras bacias hidrográficas para avaliação dos impactos da variação do uso do solo na qualidade da água.

**Palavras-chave:** Modelo Hidroecológico, Qualidade da Água, Variação do Uso Solo.

# ABSTRACT

The transformation of a lotic to a lentic environment associated with anthropogenic changes in the watershed impacts water resources and environmental resilience in relation to disturbances such as excessive nutrient and sediment inputs, which favors the eutrophication process of reservoirs. A distributed hydrological model allows the quantification of the nutrient loads generated in the river basin and in the rivers, and their coupling to an ecological model allows to evaluate the trophic degrees of a reservoir in different scenarios, since the biological processes are considered. In this study, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) was used to generate the simulations of nutrient series in the watershed, and a system of equations of the ecological model that simulates the interaction between phytoplankton and zooplankton, and aggregates the nitrogen and phosphorus cycle to the growth rate of the phytoplankton, providing the balance of nutrients in the reservoir. The study area used was the Rio Verde basin, because it is a basin with intense agrarian use and has a reservoir for public and industrial supplies. The model coupling generated daily flow and nutrient load results for the basin and reservoir, and a modified trophic state index ( $IET_{mod}$ ) was proposed, adapted to the new land use change scenarios. The results showed that the  $IET_{mod}$  is more appropriate to classify highly impacted environments and with co-limitation of nutrients. The Rio Verde reservoir was classified as mesotrophic for the current and eutrophic scenario for the proposed scenarios. The set of methodologies applied in this study, denominated distributed 0D model (0DD), can be replicated in other watersheds to evaluate the impacts of land use variation on water quality.

**Keywords:** Hydro-ecological Model, Water Quality, Land Use Variation.

# Lista de Figuras

3.1	Esquema do balanço hídrico em cada HRU no <i>SWAT</i> . Adaptado de Arnold et al. (2012) . . . . .	20
3.2	Processos e acumulações do ciclo do Nitrogênio considerados pelo <i>SWAT</i> . Adaptado de (Arnold et al., 2012).. . . . .	25
3.3	Processos e acumulações do ciclo do Fósforo considerados pelo <i>SWAT</i> . Adaptado de (Arnold et al., 2012).. . . . .	26
3.4	Mapa dos pontos de GPS coletados na Bacia do Rio Verde sobre os rios no contorno do reservatório. Adaptado do Projeto Rio Verde . . . . .	29
3.5	Gráfico das médias mensais de radiação, temperatura média e velocidade do vento da estação de Bateias entre os anos de 2005 e 2010 . . . . .	31
3.6	Gráfico de precipitação das estações meteorológicas de Curitiba e Bom Jesus da Aldeia com as vazões medidas para o ano de 2009 . . . . .	32
3.7	Mapa das estações pluviométricas e fluviométricas da Bacia do Rio Verde. .	33
3.8	Mapa de Uso do solo da Bacia do Rio Verde . . . . .	35
3.9	Mapa pedológico da Bacia do Rio Verde . . . . .	36
3.10	Mapas de uso do solo da Bacia do Rio Verde para o cenário atual e os cenários propostos (1 e 2). . . . .	39
4.1	Representação esquemática em corte do reservatório e seus fluxos de entrada e saída. . . . .	40
4.2	Representação esquemática da bacia hidrográfica com a rede de drenagem e o reservatório. . . . .	41
6.1	Mapas das divisões em subbacias (esquerda) e HRU's (direita) do <i>SWAT</i> para a bacia do Rio Verde. As cores indicam apenas a distribuição das HRU's na figura da direita. . . . .	50
6.2	Gráfico chuva-vazão da estação a montante do reservatório com as vazões observada e calibrada.. . . .	51
6.3	Volume do reservatório do Rio Verde e precipitação da estação de Bateias para todo o período da simulação entre 2008 e 2018. . . . .	53

6.4	Séries temporais das concentrações de fósforo e nitrogênio para o cenário atual calculadas pelo modelo.. . . . .	53
6.5	Séries temporais das concentrações de fósforo e nitrogênio para o cenário 1 calculadas pelo modelo. O cenário 1 considera que metade da área das florestas foi ocupada por agricultura. . . . .	54
6.6	Séries temporais das concentrações de fósforo e nitrogênio para o cenário 2 calculadas pelo modelo. O cenário 2 considera que toda a área das florestas foi ocupada por agricultura. . . . .	54
6.7	Mapas das concentrações médias anuais de fósforo (A a F) e nitrogênio total (G a L) dos cenários por rios e subbacias do Rio Verde. . . . .	55
6.8	Médias e Boxplot das concentrações dos íons amônia, nitrogênio orgânico, íons nitrato, fósforo orgânico e fósforo inorgânico para os cenários atual (verde), 1 (amarelo) e 2 (magenta). . . . .	56
6.9	Resultado das simulações da dinâmica entre os grupos de fitoplâncton e zooplâncton para cada cenário. (De cima para baixo: cenário atual, cenário 1 e cenário 2). . . . .	57
6.10	Gráficos das concentrações totais medidas e simuladas de fitoplâncton (verde), fósforo (azul) e nitrogênio (vermelho) para o cenário atual . . . . .	58
6.11	Gráficos das concentrações totais medidas fósforo e nitrogênio . . . . .	59
6.12	Gráficos da relação N:P para os cenários propostos do modelo hidroecológico da bacia do Rio Verde no período de 2008 a 2018. . . . .	60
6.13	Relação entre as concentrações simuladas de fósforo e nitrogênio (eixos x e y) com a concentração de clorofila-a correspondente (escala de cor). . . . .	60
6.14	Gráficos dos IET's com as variações da dinâmica fito-zoo e concentrações totais de fósforo e nitrogênio para o cenário atual . . . . .	62
6.15	Gráficos dos IET's com as variações da dinâmica fito-zoo e concentrações totais de fósforo e nitrogênio para o cenário com metade das florestas ocupadas por agricultura . . . . .	62
6.16	Gráficos dos IET's com as variações da dinâmica fito-zoo e concentrações totais de fósforo e nitrogênio para o cenário com uso apenas de agricultura. . . . .	63
6.17	Gráfico radial comparando a variação das classificações das classes de trofia entre os Índices de Estado Tróficos (Atual e Modificado) para os 3 cenários propostos, e a comparação entre os cenários apenas com o IET modificado. . . . .	65
6.18	Proporções do uso do solo na bacia do Rio Verde para os anos de 1976, 2000 e 2009. . . . .	66



# Lista de Tabelas

3.1	Medidas de comprimento, profundidade e velocidades médias dos rios encontrados na visita de campo em 20 de dezembro de 2017. . . . .	28
3.2	Dados das estações pluviométricas utilizadas no modelo hidrológico . . . . .	30
3.3	Porcentagens dos tipos de solo e usos na bacia do Rio Verde . . . . .	34
3.4	Proporções de uso do solo para os cenários propostos para a bacia do Rio Verde. . . . .	38
4.1	Constantes utilizadas no modelo ecológico com os valores utilizados e a faixa de variação.. . . .	44
5.1	Classes de trofia para o IET, adaptado de Lamparelli (2004) . . . . .	47
5.2	Classes de trofia para o IET proposto com adição do parâmetro de Nitrogênio Total (NT), adaptado de Lamparelli (2004). . . . .	48
5.3	Dados medidos no ponto próximo a barragem do projeto Rio Verde, para fósforo, nitrogênio e clorofila-a. . . . .	48
6.1	Tabela com os parâmetros calibrados para a bacia do Rio Verde. . . . .	51
6.2	Concentrações medidas e simuladas (em $\text{mg.L}^{-1}$ ) para os tributários contribuintes do reservatório do Rio Verde. . . . .	52
6.3	Número de dias em cada estado trófico para os cenários de acordo com cada IET.. . . .	64
6.4	Resultados das estatísticas descritivas e comparativas entre os IET's calculados para cada cenário.. . . .	64
A.1	Classificação granulométrica de acordo com Santos et al. (2005) . . . . .	85
A.2	Dados de entrada dos atributos do solo por camada das unidades pedológicas no formato do banco de dados do SWAT.. . . .	91

# Sumário

<b>1</b>	<b>Introdução . . . . .</b>	<b>11</b>
1.1	Objetivos . . . . .	12
1.2	Organização do documento . . . . .	13
<b>2</b>	<b>Revisão Bibliográfica. . . . .</b>	<b>14</b>
2.1	Reservatórios e cargas de nutrientes . . . . .	16
2.2	Modelos de interação ecológica para corpos d'água doce. . . . .	17
<b>3</b>	<b>Modelo Hidrológico . . . . .</b>	<b>19</b>
3.1	Modelo hidrológico SWAT . . . . .	19
3.1.1	Evapotranspiração . . . . .	21
3.1.2	Escoamento superficial . . . . .	22
3.1.3	Nutrientes . . . . .	24
3.2	Dados obtidos em campo . . . . .	27
3.3	Dados de entrada do modelo . . . . .	30
3.4	Calibração e desempenho do modelo hidrológico . . . . .	37
3.5	Cenários propostos: variações no uso do solo . . . . .	37
<b>4</b>	<b>Modelo Ecológico . . . . .</b>	<b>40</b>
4.1	Balanço de materiais para o reservatório . . . . .	40
4.2	Modelo Ecológico . . . . .	41
<b>5</b>	<b>Índice de Estado Trófico . . . . .</b>	<b>45</b>
5.1	Relação N:P e Índice de Estado Trófico . . . . .	45
5.2	Cálculo do IET proposto . . . . .	47
<b>6</b>	<b>Resultados e Discussão . . . . .</b>	<b>49</b>
6.1	Modelo Hidrológico . . . . .	49
6.2	Modelo Ecológico . . . . .	57
6.3	Avaliação do estado trófico . . . . .	61
<b>7</b>	<b>Conclusão. . . . .</b>	<b>67</b>
	<b>Referências . . . . .</b>	<b>69</b>

Apêndice A: Atributos físico-químicos do solo . . . . .	83
---	----

# 1 Introdução

A demanda dos recursos hídricos para a abastecimento público, depende não somente de sua disponibilidade, mas também da qualidade da água associada. A transformação de um ambiente lótico em lântico associado às alterações antrópicas na bacia hidrográfica impactam os recursos hídricos e a resiliência do ambiente com relação aos distúrbios, como aporte excessivo de nutrientes e sedimentos, lixiviação de agrotóxicos, entre outros.

Aos tipos de aportes excessivos citados anteriormente, está associado o processo de eutrofização de reservatórios, que consiste no aumento da produção de biomassa fitoplânctonica e causa o aumento da demanda bioquímica de oxigênio e da turbidez, alterando as respostas dos grupos em diversos níveis tróficos da teia alimentar, favorecendo a dominância de um grupo e reduzindo a biodiversidade. Estes impactos na qualidade da água podem muitas vezes torná-la imprópria para tratamento convencional, aumentando os custos de tratamento ou incapacitando seu uso. Problemas de saúde pública e prejuízos econômicos são os principais impactos diretos na população e nas companhias de saneamento (Merel et al., 2013). O Lago Erie, que faz parte do conjunto dos Grandes Lagos na América do Norte, abastece mais de 11 milhões de pessoas e é um exemplo de que o impacto da urbanização e uso agrário intensivo tornam mais frequentes e duradouros os *blooms* de algas nocivas (Watson et al., 2016). No Brasil, a eutrofização e problemas com algas são recorrentes, como por exemplo nos principais reservatórios do estado de São Paulo (Guarapiranga, Barra Bonita, Itupararanga e Billings) (Lamparelli, 2004; Fernandes Cunha et al., 2018) e na maioria dos reservatórios do semiárido nordestino (Barbosa et al., 2012; de Castro Medeiros et al., 2015; Rocha Junior et al., 2018), indicando que é necessário monitoramento contínuo, além de pesquisas e planos de gestão integrados para melhoria destes cenários.

Os indicadores dos graus de trofia do reservatório, conhecidos como índice de estado trófico (IET) compilam informações dos parâmetros da qualidade da água, associando variáveis de fácil monitoramento como profundidade do disco de Secchi e carga de fósforo total (Carlson, 1977; Lamparelli, 2004). Estes indicadores são utilizados com frequência em estudos de qualidade da água de reservatórios (Sternier, 2008), porém como são limitados, necessitam de eventuais adaptações e correções de acordo com as peculiaridades de cada local e propósito de monitoramento.

Bacias hidrográficas que tem exploração do solo muito acima da capacidade de uso e cargas excessivas de nutrientes devido a agricultura e outras atividades antrópicas, podem ser consideradas altamente impactadas. O manejo adequado destas bacias altamente impactadas, conduz a reflexão sobre o método de como deve ser avaliada a qualidade da água (reservatórios, lagos, rios), e se os processos e interações entre fitoplâncton e nutrientes continuam a responder aos impactos das mesmas formas já detectadas em reservatórios, como por exemplo, a limitação de nutrientes por fósforo e nitrogênio (Fernandes Cunha et al., 2017; Filstrup e Downing, 2017).

Ao integrar um modelo hidrológico distribuído a um modelo ecológico por meio de um programa computacional, é possível avaliar os graus de trofia de um reservatório em diferentes condições nas quais seria difícil a realização de experimentos em campo. A este acoplamento de modelos que gera resultados diários de vazões e cargas de nutrientes para a bacia e reservatório, tornou-se evidente a necessidade da proposição de um IET adequado aos novos cenários de mudança no uso do solo, possibilitando a proposição de uma “metodologia de avaliação dos graus de trofia de reservatórios com variações no uso do solo” sob a perspectiva de bacias altamente impactadas, ajudando a preencher as lacunas neste novo tipo de cenário que se apresenta.

A bacia hidrográfica escolhida para o estudo foi a bacia do Rio Verde, cujo uso do solo é predominantemente rural, com ocupação urbana de média densidade e possui um reservatório com volume médio de  $25.64 \times 10^6 \text{ m}^3$  e útil de  $30 \times 10^6 \text{ m}^3$ . O reservatório é utilizado para abastecimento industrial e público, onde as principais empresas que fazem uso são: SANEPAR para abastecimento público e refinaria da Petrobras Presidente Getúlio Vargas (REPAR). As vazões outorgadas para cada uma destas empresas consiste em até  $0.80 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  e  $0.84 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , respectivamente, e a vazão ecológica é de  $0.21 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  (Cunha et al., 2011). Dadas as constantes alterações antrópicas na paisagem desta bacia, principalmente relacionadas ao uso agrário, destaca-se a importância do diagnóstico do cenário atual e os mecanismos na bacia que podem levar a alterações na qualidade da água com a aplicação da metodologia de avaliação proposta.

## 1.1 Objetivos

Este estudo possui como objetivo principal compreender a resposta dos indicadores dos graus de trofia de reservatórios sob cenários de variação do uso do solo na bacia hidrográfica. Foi proposta uma metodologia que envolveu simulação hidrológica e ecológica na bacia do Rio Verde, os resultados da modelagem foram validados com dados medidos por outros autores.

Os objetivos específicos podem ser listados em:



- i. estudar a resposta do modelo ecológico às variações temporais das concentrações dos nutrientes fósforo e nitrogênio;
- ii. avaliar os impactos que diferentes cenários futuros de uso e ocupação do solo causam na qualidade da água do reservatório do Rio Verde;
- iii. propor uma generalização do índice de estado trófico de Lamparelli (2004) considerando a razão entre nitrogênio e fósforo afluente ao reservatório.
- iv. comparar as respostas do índice de estado trófico de Carlson (1977) e Lamparelli (2004) com o proposto neste trabalho.

## 1.2 Organização do documento

Este documento está dividido em sete capítulos. O primeiro contém a introdução e os objetivos do estudo. O capítulo dois traz uma revisão dos estudos com modelos hidrológicos e ecológicos. No 3º está apresentada a fundamentação teórica e os métodos do modelo hidrológico utilizado. No 4º capítulo é apresentada uma contextualização de modelos de predação de zooplâncton sobre fitoplâncton e sobre a influência de parâmetros físico-químicos sobre a comunidade fito planctônica com os procedimentos deste estudo, bem como os dados de entrada do modelo. No 5º capítulo é apresentado o índice de estado trófico e proposta de um novo índice para avaliar qualidade da água do reservatório. Os resultados obtidos e a discussão são apresentados no capítulo seis. No capítulo sete tem-se a conclusão do trabalho.

## 2 Revisão Bibliográfica

Ao longo do último século a sociedade tem influenciado drasticamente os processos naturais que controlam o ciclo da água. A vazão, componente do ciclo hidrológico que representa a resposta da bacia hidrográfica a processos como precipitação, evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial, é de interesse especial por estar relacionada a variáveis meteorológicas, a mudanças climáticas e a modificação da paisagem (Machado et al., 2017).

Um modelo hidrológico permite equacionar os processos, representar, entender e simular o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica (Tucci et al., 1998). A concepção da modelagem advém da representação de um sistema físico por meio de equações, ou seja, a representação do comportamento de uma estrutura, esquema ou procedimento, real ou abstrato, que num dado intervalo de tempo interrelaciona-se com uma entrada, causa ou estímulo de energia ou informação, e uma saída, efeito ou resposta de energia ou informação (Tucci, 1986).

Para Machado et al. (2017), a gestão de recursos hídricos no Brasil é prejudicada pela carência de informações hidrológicas, que pode ser suprida pelos modelos hidrológicos que simulam o comportamento das bacias hidrográficas. Baseado nessa premissa é importante compreender o status atual da utilização de modelos hidrológicos.

Atualmente, com o acesso fácil aos recursos de programação, muitos modelos são desenvolvidos de forma a atender demandas específicas de bacias hidrográficas como o XAJ (Xin-anjiang model) (Wang et al., 2017) e o SENEQUE (Even et al., 2007; Ruelland et al., 2007) e outros buscando a generalização de sua utilização como o SWAT (Neitsch et al., 2011) e o MODFLOW (Modular Ground-Water Model) (Jovanovic et al., 2017).

O estudo das bacias hidrográficas envolve a representação de interações dinâmicas entre atributos físicos, químicos e biológicos com variabilidade espacial e temporal. Dessa forma os modelos hidrológicos se mostram como ferramentas úteis e que permitem a utilização do conjunto de dados para compreensão dos fenômenos da bacia, bem como realizar predições com cenários futuros. O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo de bacia hidrográfica e foi desenvolvido para quantificar os impactos das práticas de manejo em águas superficiais simulando evapotranspiração, crescimento de plantas, infiltração, percolação, escoamento e cargas de nutrientes e erosão (Bucak et al., 2017; Arnold et al., 2012).

Segundo Buchianeri (2004), os modelos agregam informações, mas não produzem números inquestionáveis. Eles buscam representar uma versão simplificada do que frequentemente é um sistema complexo. Assim, seus resultados são imperfeitos. De qualquer modo, quando são usados em conjunto com experiências e com dados de campo, eles ajudam a tomar decisões técnicas e a levantar, refutar e comprovar hipóteses científicas. Eles são particularmente úteis, quando muitas alternativas são comparadas dentro de uma mesma ideia (dados, parâmetros físicos estimados, etc), de modo que, enquanto os dados numéricos de qualquer alternativa única podem não ser exatos, os resultados comparativos, mostrando que uma alternativa é superior a outras, são usualmente válidos.

Diante da gama de modelos e aplicações, algumas características são comuns aos mesmos, como a consideração das heterogeneidades na área de estudo. Nesse sentido, os modelos distribuídos são bastante utilizados e tal fato deve-se principalmente pela consideração da variabilidade espacial pelo modelo, possibilitando acoplar o uso do solo, pedologia e modelo digital do terreno, por exemplo. Os modelos concentrados são mais comumente aplicados em pequenas bacias (Patowary e Sarma, 2017) e em simulações de laboratório (Mobilia et al., 2017), evidenciando sua flexibilidade e que o tipo de modelo a ser usado depende do objetivo da pesquisa.

A modelagem de uma bacia hidrográfica utilizando o SWAT (Arnold et al., 2012), requer muitos dados de entradas os quais nem sempre estão disponíveis. Os modelos empregados como ferramenta de manejo geram resultados como fluxo de sedimentos, quantificação de nutrientes e poluentes que podem ser utilizados como dados de entrada para outros estudos. XU et al. (2009) quantificou, com o uso do SWAT, as fontes não pontuais de poluição na bacia do rio Heie na China, encontrando as áreas mais susceptíveis ao incremento do aporte de pesticidas e nutrientes nos corpos d'água. Ruelland et al. (2007) destaca que os modelos determinísticos tem se provado muito úteis como ferramentas de pesquisa para funções biogeoquímicas de bacias de drenagem heterogêneas em resposta às restrições impostas pela morfologia, clima e insumos materiais dos sistemas terrestres de suas bacias hidrográficas.

Em ecossistemas aquáticos, a comunidade primária do produtores serve muitas vezes como indicadora de qualidade da água, refletindo as alterações na bacia, sejam elas de causas meteorológicas, antrópicas, entre outros. Para compreender a dinâmica nestes ambientes, os modelos ecológicos têm se mostrado úteis para reproduzir processos relativos à cadeia alimentar aquática, para avaliar a sucessão dos organismos e sua influência nos parâmetros físicos e químicos (Fragoso Jr et al., 2009).

Uma vez que os modelos ecológicos são diretamente influenciados por variáveis físico-químicas, em corpos d'água lênticos (como o caso de reservatórios) os processos que ocorrem na bacia hidrográfica podem influenciar na qualidade da água e nos processos biológicos. Uma integração entre o modelo hidrológico e o modelo ecológico pode propiciar

uma perspectiva da interação entre alterações na bacia hidrográfica e a resposta da comunidade aquática.

## 2.1 Reservatórios e cargas de nutrientes

Os reservatórios são construções antrópicas para retenção da água para diversos usos, como abastecimento humano e geração de energia. O manejo e operação de reservatórios requer conhecimento das relações de causa e efeito que influenciam a qualidade da água (Deus et al., 2013).

Aportes excessivos de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, nos corpos d'água, são a principal causa de degradação da qualidade da água no mundo e contribuem para o processo de eutrofização em reservatórios (Smith e Schindler, 2009; Dahlgren e Kautsky, 2004; Scheffer et al., 2001; Cardinale, 2011), onde controlar o nível de nutrientes nas bacias hidrográficas é o objetivo primário de várias políticas ambientais (Smith e Schindler, 2009). O processo de eutrofização corresponde ao crescimento excessivo de algas e plantas pelo enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água lênticos (lagos, reservatórios). Este processo pode ocorrer naturalmente com aporte de nutrientes oriundos da bacia sem interferência humana onde lagos profundos lentamente se tornam rasos (Macedo e Sipaubá-Tavares, 2010), ou artificialmente em um processo entendido como eutrofização cultural, quando os nutrientes são oriundos das atividades humanas, sendo este processo é o principal problema enfrentado por lagos e reservatórios (Smith e Schindler, 2009; Cardinale, 2011).

Estudos como o de Félix-Faure et al. (2018) e Jossette et al. (1999) utilizaram bases de dados com mais de 10 anos de medição e dados coletados diretamente nos reservatórios para compreender a variação das cargas de fósforo e nitrogênio (entre outros), correlacionando com as mudanças no uso do solo, a contribuição da carga oriunda do solo inundado, e a influência biológica na retenção dos nutrientes dentro do reservatório. No trabalho de Berthon et al. (2013) medições semanais desde 1957 permitiram a reconstrução da distribuição da comunidade planctônica em três lagos sub-alpinos na França para os últimos 150 anos por meio de simulações e análises de fósseis.

Em várias localidades é possível obter séries de dados medidos (nutrientes, vazão, sedimentos) por longos períodos de tempo (Berthon et al., 2013), quando as séries de dados são inexistentes, ou por curtos períodos de tempo (Penalba et al., 2014), ou ainda a área de estudo é muito grande (Alexander et al., 2007; Penalba et al., 2014), as simulações computacionais se apresentam como ferramentas que possibilitam os estudos nestas áreas (Li et al., 2017).

Hallouin et al. (2018) traz um compilado de estudos com abordagens de modelagem para a caracterização de serviços ecossistêmicos de água doce, incluindo considerações hidrológicas. Na literatura revisada, o nitrogênio e fósforo na terra foram extensivamente estudados quando se consideram os serviços ecossistêmicos de água doce relacionados

à qualidade da água. Nos 49 artigos revisados, a maioria (27 estudos) utiliza o SWAT como o modelo hidrológico distribuído, devido à sua versatilidade e consideração das heterogeneidades da bacia.

Deus et al. (2013) avaliou padrões espaciais e temporais do fitoplâncton no reservatório de Tucuruí, no Pará, com um modelo de qualidade da água acoplado a um modelo hidrodinâmico tridimensional com o MOHID (Water Modelling System), onde os resultados encontrados discutem sobre estratégias de manejo da bacia, mas não modelam a bacia hidrográfica.

Erol e Randhir (2013) utilizam uma modelagem de sistemas de bacias hidrográficas para avaliar os fluxos hidrológicos e as cargas de nutrientes, a fim de quantificar a eficácia das práticas de manejo na redução da poluição de escoamento superficial e não pontual, porém assim como nos estudos de Erol e Randhir (2013); Tian et al. (2016), não traz uma análise ecológica sobre a dinâmica de grupos dos corpos d'água.

Existe uma necessidade significativa de estratégias de conservação de bacias hidrográficas para reduzir o aporte de nutrientes e prevenir a degradação da integridade ecológica dos corpos d'água (Erol e Randhir, 2013; Atilgan et al., 2009; Hallouin et al., 2018). Alterações no uso e cobertura da terra não apenas induzem mudanças consideráveis na estrutura da superfície, mas também afetam bastante o clima regional, hidrologia e recursos hídricos, solo, biodiversidade, e ciclos biogeoquímicos da região, que influenciam significativamente a produção primária da bacia e todo o ecossistema por consequência (Tian et al., 2016), porém há estudos limitados na avaliação dos processos de bacias hidrográficas que afetam a qualidade da água de lagos e reservatórios (Erol e Randhir, 2013; Atilgan et al., 2009).

## 2.2 Modelos de interação ecológica para corpos d'água doce

A modelagem computacional também é largamente empregada para estudar os mecanismos ecológicos do fitoplâncton nos reservatórios, uma das motivações para desenvolver modelos ecológicos aquáticos é preencher lacunas nas observações, onde por exemplo, algumas quantidades (produção primária) são medidas em alta resolução espacial, mas em uma baixa resolução temporal e vice-versa (Janssen et al., 2015). Modelos que avaliam a hidrodinâmica (Deus et al., 2013; Na e Park, 2006) e o impacto na qualidade da água, geralmente abordam o reservatório em várias dimensões (1D, 2D e 3D), mas ainda é incipiente a consideração da influência da variabilidade espacial de parâmetros como poluição difusa de nutrientes (pesticidas, entre outros) e variação de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica nos reservatórios (Bucak et al., 2018).

Exemplos de estudos explorando a interação dos nutrientes na taxa de crescimento do fitoplâncton e as interações ecológicas de predação e mortalidade, podem ser vistas nos modelos de Arhonditsis e Brett (2005) que consiste em simular um ambiente complexo com



dois compartimentos (epilíminio e hipolíminio) com inclusão de múltiplos nutrientes (org. C, N, P, Si, O), fitoplânctons (diatomáceas, algas verdes e cianobactérias) e zooplâncton (copépodos e cladóceros). Carpenter et al. (2016) elaborou um modelo de competição entre fitoplâncton e zooplâncton considerando as concentrações de fósforo e carbono orgânico particulado terrestre em lagos temperados. Prosnier et al. (2015) além de considerar a dinâmica fito-zoo introduziu a toxicidade por cobre para avaliar o impacto da poluição e suas interações ecológicas. Os modelos citados acima trazem como taxa de crescimento do fitoplâncton uma composição de fatores multiplicativos, bem como respostas funcionais do tipo II para as interações de predação.

No que se refere ao estudo do impacto do uso do solo na qualidade da água, estudos considerando a modelagem da variabilidade espacial da bacia hidrográfica como o de WU et al. (2009) e Bucak et al. (2018) trazem uma abordagem que acopla os resultados das modelagens das cargas de fósforo e nitrogênio considerando um cenário de mudanças climáticas no SWAT com dois softwares de modelagem de lagos (PCLake e GLM-AED).

Janssen et al. (2015) trazem a perspectiva em sua revisão sobre modelos ecológicos aquáticos (MEAs) de que é impossível fazer uma distinção clara entre modelos (a descrição matemática de um sistema), sua implementação (por exemplo, pacotes de software) e suas aplicações (onde os parâmetros / insumos do modelo são adaptados a um ecossistema específico e confrontados com dados) porque há grande diversidade como esses componentes são percebidos e combinados por diferentes pesquisadores.

## 3 Modelo Hidrológico

Nesse capítulo é detalhado como foi realizada a modelagem hidrológica para a bacia do rio Verde e quais foram os cenários de uso do solo propostos no presente estudo.

### 3.1 Modelo hidrológico SWAT

Neste estudo, o modelo utilizado foi o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), que é um modelo distribuído que tem como princípio a identificação de Unidades de Resposta Hidrológica (URH) dentro da bacia hidrográfica, desenvolvido para simular os efeitos de vários cenários de mudanças climáticas e uso do solo para verificar respostas hidrológicas e de qualidade da água (Garee et al., 2017) . O modelo é baseado em leis físicas e opera em escala de tempo diária, mensal ou anual. É computacionalmente eficiente para uso em grandes bacias hidrográficas e é capaz de simular cenários de longo prazo para determinar o impacto de práticas de manejo da terra (Green e Van Griensven, 2008).

O SWAT pode ser acoplado a diversas plataformas de Sistema de Informações Geográficas (SIG), o que permite a importação e sobreposição de mapas da região para criação de um banco de dados. Para o estudo da bacia do Rio Verde, o modelo foi incorporado com o plugin *ArcSWAT* do software ArcGIS v.10.4.

A primeira etapa consiste na entrada dos dados necessários para rodar o modelo. O analista deve fornecer o modelo digital do terreno para delinear a bacia hidrográfica e os canais ou rios, além dos mapas de pedologia e uso do solo. Em seguida o programa executa uma discretização da bacia em unidades de resposta hidrológica (HRU), que possuem características próprias e permitem que seja considerada a heterogeneidade espacial para realizar os cálculos do balanço hídrico. Após esta etapa, é requerido a entrada dos dados de precipitação e séries temporais de radiação, velocidade do vento, umidade e temperaturas máxima e mínima. O *ArcSWAT* possui um gerador climático, que permite o preenchimento de possíveis falhas nas séries informadas e ainda realiza a espacialização dos dados meteorológicos na bacia. Após a inserção dos dados no programa, é escolhido o período de anos desejado para a execução da simulação, desde que esteja dentro do limite dos anos informados pelas séries temporais.

O modelo executa em duas fases os processos hidrológicos na bacia (Figura 3.1): fase do terreno e fase do escoamento em canais. A fase do terreno quantifica os volumes e

cargas de água, sedimento, nutrientes e pesticidas sobre o a superfície antes de chegar no canal principal em cada subbacia (equação 3.1).

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (3.1)$$

sendo que:  $SW$  é a quantidade de água inicial no solo,  $SW_t$  é a quantidade de água no tempo  $t$ ,  $R_i$ ,  $Q_i$ ,  $ET_i$ ,  $P_i$  e  $QR_i$  são as quantidades de precipitação, escoamento superficial e subsuperficial, evapotranspiração, percolação e o fluxo de retorno no tempo  $i$ , com todas as unidades em mm (Arnold et al., 1998).

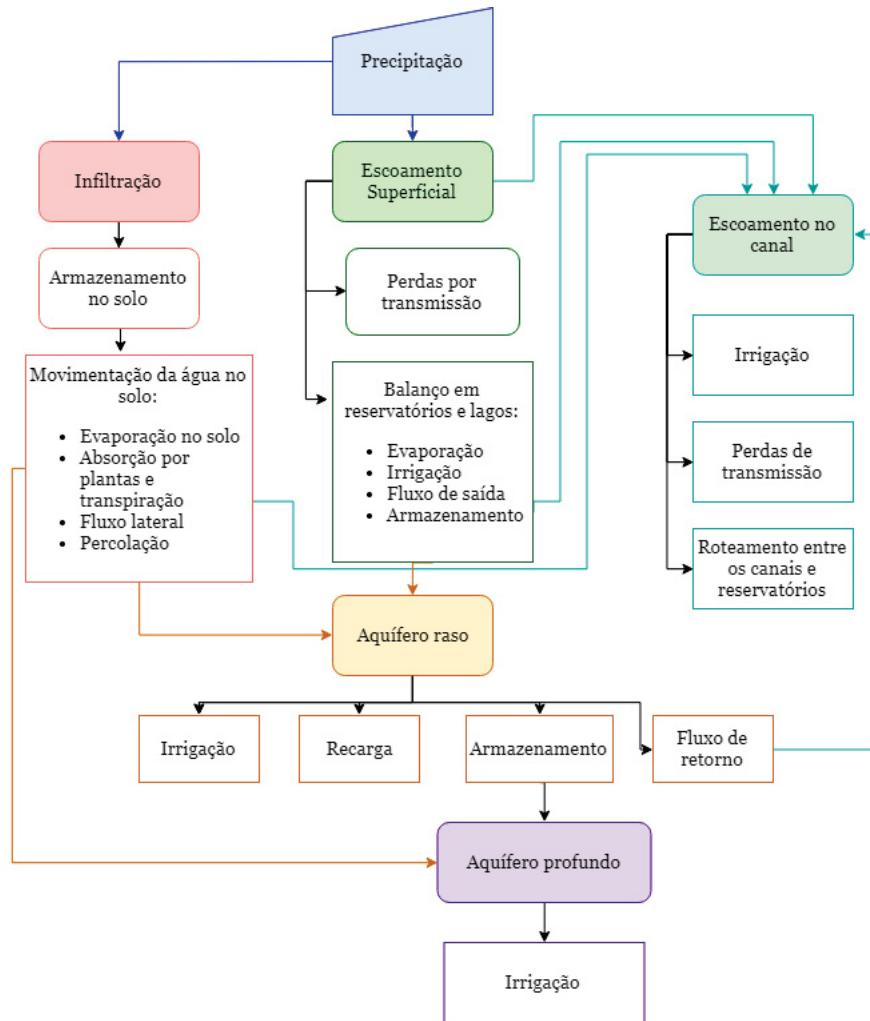


Figura 3.1: Esquema do balanço hídrico em cada HRU no SWAT. Adaptado de Arnold et al. (2012)

A segunda fase consiste na propagação do escoamento nos canais, que representam os rios dentro da bacia hidrográfica. Para cada intervalo de tempo é utilizada a equação de Manning para calcular a vazão levando em consideração a área da seção transversal do fluxo, o raio hidráulico, a declividade do canal e o coeficiente de Manning. Os canais possuem formato trapezoidal, cuja profundidade e largura do topo podem ser informadas

nos dados de entrada ou estimados pelo modelo utilizando o modelo digital do terreno. A equação final (Neitsch et al., 2011) para o balanço da água no canal no final de cada intervalo de tempo é dada por:

$$V_{\text{armaz},t+1} = V_{\text{armaz},t} + V_{\text{entrada}} - V_{\text{saida}} - t_{\text{perdas}} - E_{ch} + \text{div} + V_{bnk} \quad (3.2)$$

onde  $V_{\text{armaz},t+1}$  é o volume de água em  $\text{m}^3$  no canal no tempo  $t + 1$ ,  $V_{\text{armaz},t}$  é o volume de água no canal no tempo  $t$ ,  $V_{\text{entrada}}$  é o volume de água fluindo no canal durante o tempo  $t$ ,  $V_{\text{saida}}$  é o volume de água fluindo para fora dos limites do canal durante o tempo  $t$ ,  $t_{\text{perdas}}$  é o volume de água perdido no canal devido a transmissão pelo leito,  $E_{ch}$  é a evaporação do canal para o dia,  $\text{div}$  é o volume de água adicionado ou removido do canal durante o dia por meio dos desvios, e  $V_{bnk}$  é o volume de água adicionado no canal por meio do retorno do fluxo do armazenamento de fundo. Todas as variáveis com unidades em  $\text{m}^3$ .

### 3.1.1 Evapotranspiração

Uma vez que a água é introduzida no sistema na forma da precipitação, a energia disponível, especificamente a radiação solar, exerce um controle principal nos movimentos da água na fase terrena do ciclo hidrológico. O processo majoritariamente influenciado pela temperatura e radiação solar é a evaporação, que é o mecanismo primário de remoção de água na bacia. Dessa forma, os dados meteorológicos representativos são de grande importância para simular um balanço hídrico acurado (Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2011).

Existem duas formas de entrada dos dados meteorológicos no SWAT. O programa oferece uma interface com um gerador climático que produz uma série temporal artificial com os dados climáticos de alguma estação meteorológica da bacia em estudo (*generated data*), ou então o usuário deve informar os dados para o programa (*measured data*).

Os dados de entrada de radiação solar e temperaturas máximas e mínimas são utilizados para estimar as temperaturas do solo e da água. Esses atributos associados à precipitação, velocidade do vento e umidade relativa são utilizados para contabilizar o transporte de vapor d'água e calcular parte do balanço de água nas unidades de resposta hidrológicas antes dos processos de interação da água com a atmosfera e o com o solo.

Thornthwaite (1948) define a combinação da evaporação da água da superfície do solo e da transpiração das plantas, como evapotranspiração, que representa o transporte da água de volta a atmosfera, o reverso da precipitação. Essa diferença entre a água oriunda da precipitação e a água resultante do processo de evapotranspiração, corresponde a água disponível para o consumo humano (Neitsch et al., 2011).

O conceito introduzido por Thornthwaite (1948) como evapotranspiração potencial (PET) é uma taxa em que a evapotranspiração ocorreria em uma grande área uniformemente

coberta com vegetação em crescimento com acesso ilimitado aos suprimentos de solo e água. Por meio da PET é que o SWAT calcula a evapotranspiração real, incorporando a precipitação e as intercepções pela cobertura vegetal presente em cada URH.

O SWAT possui três métodos equações para o cálculo de PET: Penman-Monteith que requer radiação solar, temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento; Priestley-Taylor que utiliza radiação solar, temperatura do ar e umidade relativa; e Hargreaves que utiliza temperaturas mínimas e máximas para estimar a PET (Neitsch et al., 2011).

Neste estudo o método escolhido foi o de Penman-Monteith que utiliza a equação 3.3 para cálculo da PET.

$$\lambda E = \frac{\Delta(H_{rad} - G) + \rho_{ar}c_p[e_z^o - e_z]r_a^{-1}}{\Delta + \gamma(1 + r_c/r_a)} \quad (3.3)$$

onde  $\lambda E$  é a densidade do fluxo de calor latente em  $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $\Delta$  é a inclinação da curva de pressão de vapor de saturação;  $H_{rad}$  é a radiação solar em  $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ;  $G$  é a densidade do fluxo de calor no solo em  $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ;  $\rho_{ar}$  é a densidade média do ar a pressão constante em  $\text{kPa C}^{-1}$ ;  $c_p$  é calor específico do ar em  $\text{MJ kg}^{-1} \text{ C}^{-1}$ ;  $e_z^o$  é a pressão de vapor de saturação do ar em  $\text{kPa}$ ;  $e_z$  é a pressão de vapor real do ar em  $\text{kPa}$ ;  $\gamma$  é a constante psicométrica em  $\text{kPa C}^{-1}$ ;  $r_c$  é resistência superficial da cobertura vegetal em  $\text{s m}^{-1}$ ;  $r_a$  é resistência aerodinâmica em  $\text{s m}^{-1}$  (Neitsch et al., 2011).

### 3.1.2 Escoamento superficial

O método do *Soil Conservation Service* (SCS) conhecido como *Curve Number* (CN) é uma equação empírica (3.4) para cálculo do escoamento superficial sobre o solo ou infiltração a partir do excesso de precipitação. A equação do CN, mostra que caso a precipitação diária seja maior do que as abstrações iniciais de água no solo ocorre escoamento superficial. Esse escoamento superficial é função da precipitação, de perdas que ocorrem devido à infiltração, do uso do solo e da condição prévia do sistema solo/água (SOARES et al., 2017; Tyagi et al., 2008).

$$Q_{\text{surf}} = \begin{cases} 0 & \text{para } R_{\text{dia}} \leq I_a \\ \frac{(R_{\text{dia}} - I_a)^2}{(R_{\text{dia}} - I_a + S)} & \text{para } R_{\text{dia}} > I_a \end{cases} \quad (3.4)$$

$Q_{\text{surf}}$  é o escoamento superficial sobre o solo,  $R_{\text{dia}}$  é a precipitação diária total,  $I_a$  são as abstrações iniciais (que incluem acúmulo de superfície, interceptação e infiltração antes do escoamento), e  $S$  é o parâmetro de retenção, com todas as unidades em  $\text{mm H}_2\text{O}$ . O parâmetro de retenção  $S$  (equação 3.5) varia espacialmente conforme mudanças nos



solos, uso do solo, manejo e declividade, também incluindo variações do conteúdo de água no solo (Arnold et al., 2012).

$$S = 25,4 \left( \frac{100}{CN} - 10 \right) \quad (3.5)$$

Sendo que CN é a *curve number* para o dia. As abstrações iniciais  $I_a$ , são comumente aproximadas por  $0,2S$ , logo a equação 3.4 se torna a equação 3.6. Assim, o escoamento superficial só ocorrerá se  $R_{dia}$  for maior que  $I_a$  (Arnold et al., 2012).

$$Q_{surf} = \frac{(R_{dia} - 0,2S)^2}{(R_{dia} 0,8S)} \quad (3.6)$$

A CN para cada HRU na bacia, varia por dia e é dependente da umidade do solo. A SCS define três condições iniciais de umidade do solo: seco (I), umidade média (II) e úmido (III). A condição de umidade na curva I ( $CN_1$ ) possui o menor valor diário que a curva pode assumir em condições secas (Arnold et al., 2012). As curvas CN para condições de umidade I e III podem ser calculadas pelas equações 3.7 e 3.8, onde os valores iniciais da  $CN_2$  são tabelados para diferentes tipos de solos e seus usos para a declividade de 5%. O SWAT realiza um ajuste na variável  $CN_{2s}$  para as declividades nas HRU's baseado na equação 3.9 de Williams e Singh (1995).

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20 \cdot (100 - CN_2)}{(100 - CN_2 + e^{[2,533 - 0,0636(100 - CN_2)]})} \quad (3.7)$$

$$CN_3 = CN_2 \cdot e^{[0,00673 \cdot (100 - CN_2)]} \quad (3.8)$$

$$CN_{2s} = \frac{(CN_3 - CN_2)}{3} \cdot [1 - 2e^{(-13,86 \cdot slope)}] + CN_2 \quad (3.9)$$

Além da determinação do escoamento superficial, dado um evento de precipitação, tem-se o escoamento de pico, que representa o máximo de escoamento que ocorre e é um indicador do poder erosivo de uma tempestade e usado para prever a quantidade de sedimentos. O escoamento (equação 3.10) e o tempo entre a resposta do canal após o evento de chuva (tempo de concentração  $t_{conc}$ ) (equação 3.11) são calculados e inseridos no balanço. Nesta etapa também são considerados os escoamentos advindos das unidades de resposta hidrológica e do canal em si.

$$q_{pico} = \frac{C i Area}{3,6} \quad (3.10)$$

$$t_{conc} = t_{ov} + t_{canal} \quad (3.11)$$

onde  $q_{\text{pico}}$  é a taxa de escoamento de pico em  $m^3.s^{-1}$ ,  $C$  é o coeficiente do escoamento,  $i$  é a intensidade da chuva em  $mm.h^{-1}$ ,  $Area$  é a área da subbacia em  $m^2$  e 3,6 é um fator de conversão,  $t_{ov}$  é o tempo de concentração do fluxo superficial e  $t_{\text{canal}}$  é o tempo de concentração do fluxo para o canal.

O modelo utilizado neste trabalho para estimar os atributos físicos do solo necessários ao *SWAT* foi o *SPLINTEX* desenvolvido por Prevedello e Loyola (2002). Ele utiliza a porcentagem acumulada da fração granulométrica e as massas específicas do solo seco e das partículas (Prevedello e Loyola, 2002; Prevedello e Armindo, 2015). Como resposta obtém-se os parâmetros da curva de retenção hidráulica segundo o modelo de Van Genuchten (1980) e a permeabilidade hidráulica na saturação. Segundo Prevedello e Loyola (2002), o *SPLINTEX* assume que a curva de distribuição acumulada das partículas tem a mesma forma da curva de retenção de água no solo, e assim o modelo translada uma curva na outra utilizando-se a função *spline* cúbica (Prevedello e Prevedello, 1987) e o algoritmo proposto por Arya e Paris (1981).

Os atributos físicos do solo que são dados de entrada do *SWAT* foram compilados utilizando as bases de dados dos seguintes trabalhos: Baldissera (2005); Paula (2010); Figueiredo Portugal et al. (2008); Menezes e Salcedo (2007); de Almeida Rangel e Guerra (2017); Abrahão et al. (1998). O apêndice A - Atributos Físicos do Solo contém a metodologia utilizada neste trabalho para atualização do mapa e atributos físicos de solos.

Após o processo do cálculo da contribuição da água no solo de cada unidade de resposta hidrológica, o *SWAT* realiza os cálculos referentes ao escoamento no canal. Nesta etapa, a contribuição da água subterrânea, do solo, e da precipitação são contabilizados para calcular o fluxo e as perdas de água ao longo do canal.

O método utilizado para cálculo do escoamento no canal aberto baseia-se na equação de Manning. A forma da seção transversal do canal é fixa e de forma trapezoidal. Dados de profundidade e largura do canal podem ser inseridos pelo usuário, com a finalidade de melhor representatividade da seção medida. Uma vez inseridos, os dados das medidas são propagados pela subbacia a qual o canal pertence.

### 3.1.3 Nutrientes

#### *Ciclo do nitrogênio*

O ciclo do nitrogênio é modelado de acordo com esquema representativo (Figura 3.2 adaptado de Arnold et al. (2012)). O nitrato ( $NO_3^-$ ) e o nitrogênio orgânico ( $N_{\text{org}}$ ) podem ser removidos pela absorção das plantas e fluxo da água. As cargas de  $NO_3^-$  e  $N_{\text{org}}$  do escoamento superficial, fluxo lateral e percolação são estimadas como produtos do volume de água e da concentração média de nitrato na camada de solo. O transporte de  $N_{\text{org}}$  com o sedimento é calculado por uma função que estima as perdas diárias do aporte baseada na concentração do  $N_{\text{org}}$  na camada superior do solo, quantidade de sedimento e

razão de enriquecimento (proporção da concentração de  $N_{org}$  no sedimento pelo contido no solo).

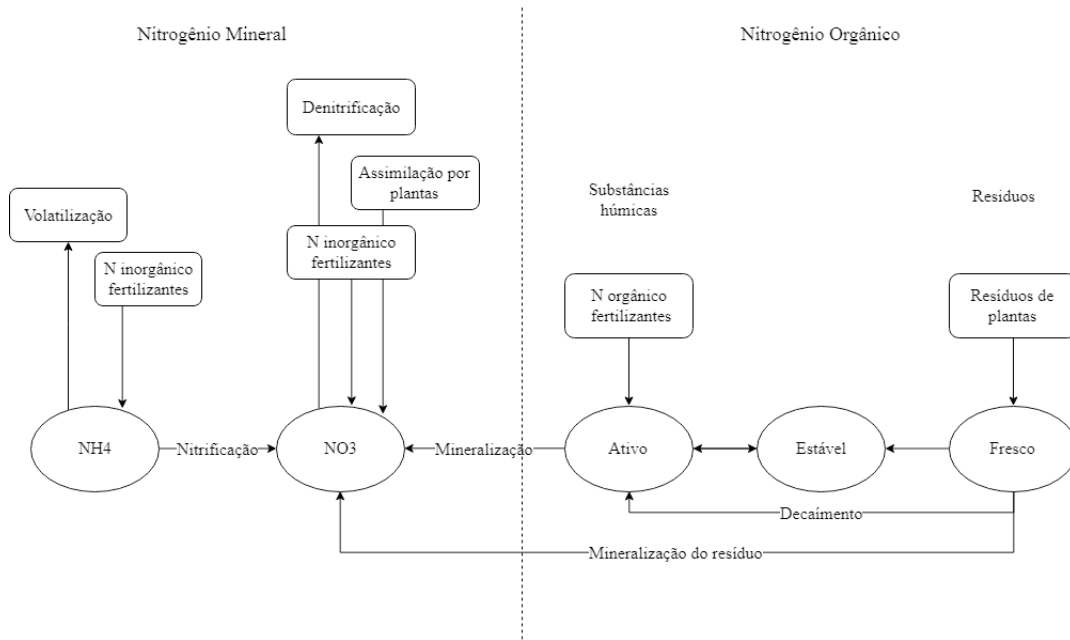


Figura 3.2: Processos e acumulações do ciclo do Nitrogênio considerados pelo SWAT. Adaptado de (Arnold et al., 2012).

A quantidade inicial de  $N_{org}$  e  $NO_3^-$  no solo pode ser inserida pelo usuário no *SWAT* ou o programa estima por meio da equação 3.12, onde  $z$  é a profundidade do solo. A quantificação da remoção de  $N_{org}$  e  $NO_3^-$  pelas plantas é baseada em relações de acordo com a cobertura vegetal e tipo de solo (Arnold et al., 2012). Quando o nitrogênio atinge o canal, os processos e cargas são calculados por uma adaptação do modelo QUAL2E de Brown e Barnwell (1987).

$$NO_3^{conc,z} = 7 \exp\left(\frac{-z}{1000}\right) \quad (3.12)$$

### *Ciclo do fósforo*

A modelagem do ciclo do fósforo (P) (Figura 3.3) realiza com as mesmas funções utilizadas no ciclo do nitrogênio, o transporte de P no sedimento, absorção pelas plantas e as transformações sofridas no canal. O P inorgânico do solo é dividido em conjuntos de soluções, ativo e estável. Quando as plantas absorvem P da zona de raiz na solução do solo, cria um gradiente de concentração na matriz de solução do solo (Radcliffe e Cabrera, 2006). O SWAT considera a migração de íons P a pequenas distâncias (1 a 2 mm) na solução do solo em resposta a um gradiente de concentração, onde assim tem-se o mecanismo primário do movimento de P no solo. O P solúvel é simulado pelo modelo SWAT para lixiviar apenas dos 10 mm superiores do solo na primeira camada do solo (Arnold et al., 2012; Radcliffe e Cabrera, 2006).

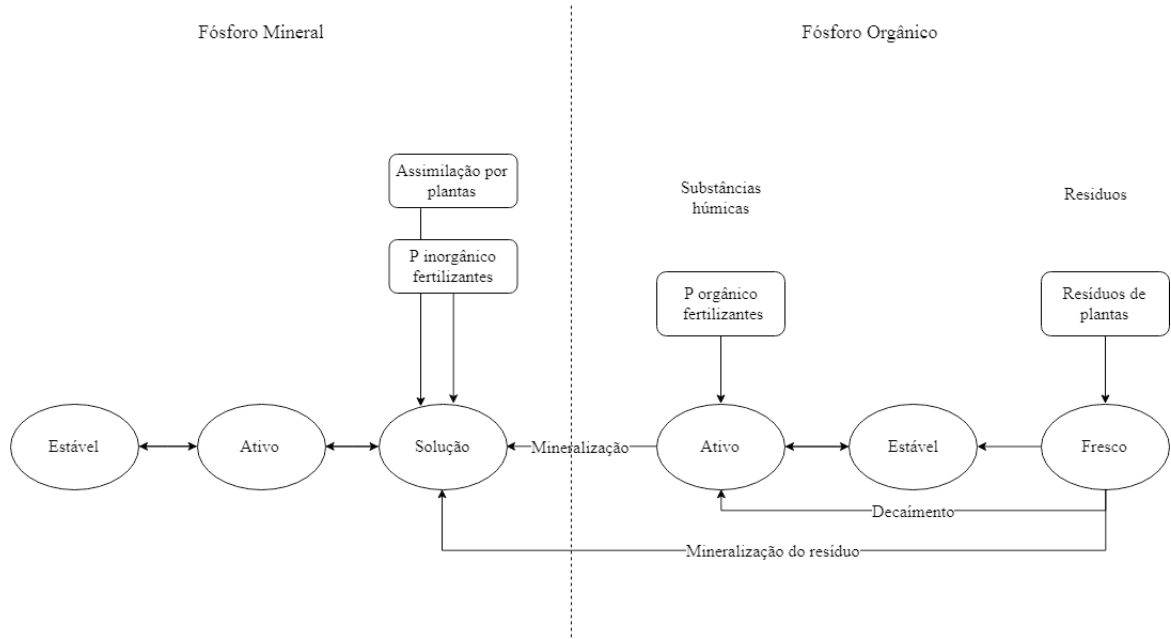


Figura 3.3: Processos e acumulações do ciclo do Fósforo considerados pelo SWAT. Adaptado de (Arnold et al., 2012).

As concentrações iniciais de fósforo mineral podem ser informadas ou ter suas concentrações iniciais calculadas por duas equações de inicialização, uma para o fósforo mineral ativo (equação 3.13) e outra para o fósforo mineral estável (equação 3.14) (Arnold et al., 2012).

$$P_{\text{mineral ativo}} = P_{\text{solução}} \left( \frac{1 - \text{IDF}}{\text{IDF}} \right) \quad (3.13)$$

$$P_{\text{mineral estável}} = 4P_{\text{mineral ativo}} \quad (3.14)$$

Com IDF sendo o índice de disponibilidade de fósforo e todas as concentrações em  $\text{mg kg}^{-1}$ . O IDF é modelado com base nas equações empíricas de Sharpley et al. (1984).

#### *Crescimento das plantas no balanço de nutrientes*

O crescimento de plantas é considerado no *SWAT* para o balanço hídrico e no ciclo dos nutrientes (fósforo e nitrogênio). A fração absorvida de água e nutrientes pelas plantas é modelada em três equações (equações 3.16, 3.17 e 3.18), que dependem da biomassa diária calculada e expressa por unidades de calor potenciais (UCP). Dessa forma, além das cargas de nutrientes atuais da bacia (de acordo com o uso do solo informado), também é possível avaliar como o uso de fertilizantes nos cultivos impactam as cargas de nutrientes das subbacias e por consequência o reservatório. A variação do potencial diário do crescimento da planta dado por  $\Delta bio$ , na forma da equação

$$\Delta bio = \text{RUE} H_{\text{fotossíntese}}, \quad (3.15)$$

é expresso em  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . RUE representa a eficiência do uso de radiação solar pela planta em  $(\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{MJ} \cdot \text{m}^{-2})^{-1}$  e  $H_{\text{fotossíntese}}$  é a quantidade de calor diária assimilada pela fotossíntese na planta.

$$w_{\text{absor},z} = \frac{E_t}{[1 - \exp(-\beta_w)]} \left[ 1 - \exp\left(-\beta_w \cdot \frac{z}{z_{\text{raiz}}}\right) \right] \quad (3.16)$$

Sendo  $w_{\text{absor},z}$  é o potencial de água que pode ser retirada do solo a uma profundidade específica  $z$  por dia em  $\text{mm H}_2\text{O}$ ;  $E_t$  é a transpiração máxima da planta diária em  $\text{mm H}_2\text{O}$ ;  $\beta_w$  é o parâmetro de uso da água,  $z$  é a profundidade do solo em  $\text{mm}$ ; e  $z_{\text{raiz}}$  é a profundidade de desenvolvimento da raiz em  $\text{mm}$ .

$$fr_N = (fr_{N,1} - fr_{N,3}) \cdot \left[ 1 - \frac{fr_{UCP}}{fr_{UCP} + \exp(n_1 - n_2 \cdot fr_{UCP})} \right] + fr_{N,3} \quad (3.17)$$

Sendo  $fr_N$  é a fração diária de nitrogênio na biomassa da planta,  $fr_{N,1}$  é a fração normal de nitrogênio na biomassa da planta na fase de crescimento;  $fr_{N,3}$  é a fração normal de nitrogênio na biomassa da planta na fase madura;  $fr_{UCP}$  é a fração potencial em unidades de calor acumuladas para a planta em um dia;  $n_1$  e  $n_2$  são coeficientes de forma.

$$fr_P = (fr_{P,1} - fr_{P,3}) \cdot \left[ 1 - \frac{fr_{UCP}}{fr_{UCP} + \exp(p_1 - p_2 \cdot fr_{UCP})} \right] + fr_{P,3} \quad (3.18)$$

Sendo  $fr_P$  é a fração diária de nitrogênio na biomassa da planta,  $fr_{P,1}$  é a fração normal de nitrogênio na biomassa da planta na fase de crescimento;  $fr_{P,3}$  é a fração normal de nitrogênio na biomassa da planta na fase madura;  $fr_{UCP}$  é a fração potencial em unidades de calor acumuladas para a planta em um dia;  $p_1$  e  $p_2$  são coeficientes de forma.

O *SWAT* simula a geração em cada HRU do nitrogênio orgânico e mineral e do fósforo, separando cada nutriente em conjuntos de componentes, que podem aumentar ou diminuir dependendo das transformações (perdas por parte de absorção das plantas, lixiviação para o canal) que ocorrem dentro de cada processo (mineralização e perdas, por exemplo) (Green e Van Griensven, 2008).

### 3.2 Dados obtidos em campo

Foi realizada uma primeira visita exploratória no dia 20 de dezembro de 2017 para levantamento de dados a respeito da hidrografia. A visita de campo ao Rio Verde e seus afluentes teve como objetivo a caracterização básica dos rios por meio da determinação em seções específicas dos parâmetros de largura, velocidade superficial e profundidade média. O percurso principal da visita exploratória consistiu na ida à cidade de Campo Largo (PR) pela estrada BR376 contornando o reservatório a direita por estradas rurais e retorno

pela PR243 e estradas rurais à esquerda do reservatório. O percurso foi planejado de forma a cruzar o maior número de corpos d'água ao redor do reservatório para identificar e caracterizar as contribuições. Foram tomados pontos de GPS (Figura 3.4) em cada parada nas pontes e outros locais estratégicos, como igrejas, pesqueiros e plantações (devido a característica rural da região) para registro do percurso realizado e em cada corpo d'água encontrado foram realizadas as medições de largura, profundidade e velocidade superficial pelo método dos flutuadores, com uma breve descrição do local com fotos.

No percurso realizado foram encontrados três rios cujos nomes foram identificados: rio Verde, rio Rondinha e rio Cambuí. Apesar de se tratar de uma bacia rural e o rio Verde localizar-se a direita da cidade de Campo Largo, o rio Cambuí é um afluente do rio Verde que deságua a jusante do reservatório e parte do seu percurso cruza a cidade, onde os impactos das construções e despejo de efluentes puderam ser identificados.

As medidas de largura, profundidade e velocidade superficial se encontram na tabela 3.1.

Tabela 3.1: Medidas de comprimento, profundidade e velocidades médias dos rios encontrados na visita de campo em 20 de dezembro de 2017.

Ponto	Descrição	Larg. Rio(m)	Prof. med (m)	Vel. med (m/s)
RIO VERDE1	Rio verde - est. meteorológica	8.00	0.50	0.41
AFVERDE	Afluente Verde	5.50	0.35	0.10
VERDE2	Rio verde - próximo a BR	9.00	0.83	0.17
RIORONDINHA	Rio Rondinha	7.00	0.30	0.10
RVERDESAN	Rio Verde - Sanepar/Petrobras	6.00	1.37	0.18
RIOVERDE3	Rio verde - ponte	7.00	0.70	0.27
AFLUVERDE	Afluente verde	3.00	0.50	0.10
RIOVERDE	Rio Verde BR243	15.00	1.17	0.20
RIOCAMBUI	Rio Cambuí	10.00	0.50	0.36
RIO	Rio Cambuí - Campo Largo	6.00	0.13	0.34
RIO2	Rio na saída de Campo Largo	3.00	0.15	0.26

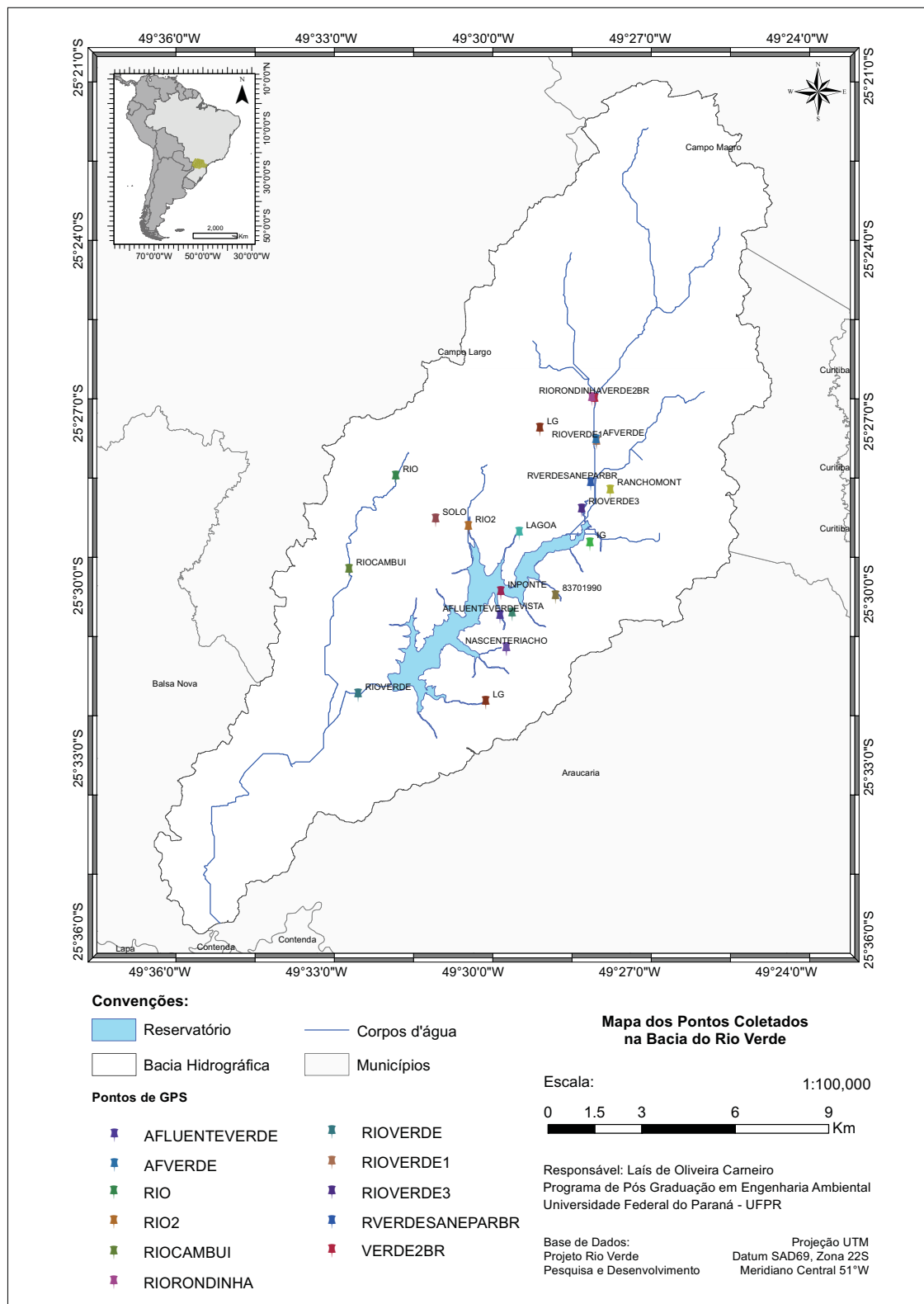


Figura 3.4: Mapa dos pontos de GPS coletados na Bacia do Rio Verde sobre os rios no contorno do reservatório. Adaptado do Projeto Rio Verde

### 3.3 Dados de entrada do modelo

Nessa seção são apresentados dados de entrada no modelo, mais especificamente as séries temporais de precipitação, radiação, velocidade do vento, umidade, temperaturas máxima e mínima, mapas de solos e uso do solo.

#### *Dados meteorológicos*

Os dados de precipitação foram obtidos das estações da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Instituto Águas Paraná, listadas na tabela 3.2.

Tabela 3.2: Dados das estações pluviométricas utilizadas no modelo hidrológico

Estação	Código	Agência Responsável
Bateias	2549045	Águas Paraná
Curitiba	2549101	SIMEPAR
Bom Jesus da Aldeia	2549080	Águas Paraná
Guaçuvera	2549093	ANA

As séries temporais de temperatura máxima e mínima (Celsius), velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ ), umidade relativa (%) e radiação solar ( $\text{W.m}^{-2}$ ) (figura 3.5), foram obtidas por meio do download de dados de dois bancos de dados (de Águas ANA, 2017) e uma estação meteorológica piloto instalada pela UFPR.

Os dados foram consistidos e convertidos pela programação em Fortran de dados horários para diários no período do ano de 1999 até 2017 da estação meteorológica de Curitiba e Bom Jesus da Aldeia, e posteriormente no período de 2016 a 2018 da estação meteorológica piloto. O processo de consistência é uma maneira de corrigir possíveis erros e dados nulos das estações. O processo é realizado com base nas três etapas a seguir: (a) correção pela média entre a hora anterior e a próxima hora a partir da hora específica com dados ausentes; (b) no caso de duas ou mais horas com erro ou dados nulos, a correção é baseada na cópia dos dados da estação meteorológica mais próxima; (c) e se ainda houver dados faltando ou incorretos, a correção é baseada na substituição dos dados pelas médias climáticas da estação com dados de trinta ou mais anos de dados disponíveis e consistentes. Dessa forma, após este processamento, os dados são escritos em arquivos de extensão '.txt' na formatação requerida para entrada no modelo.



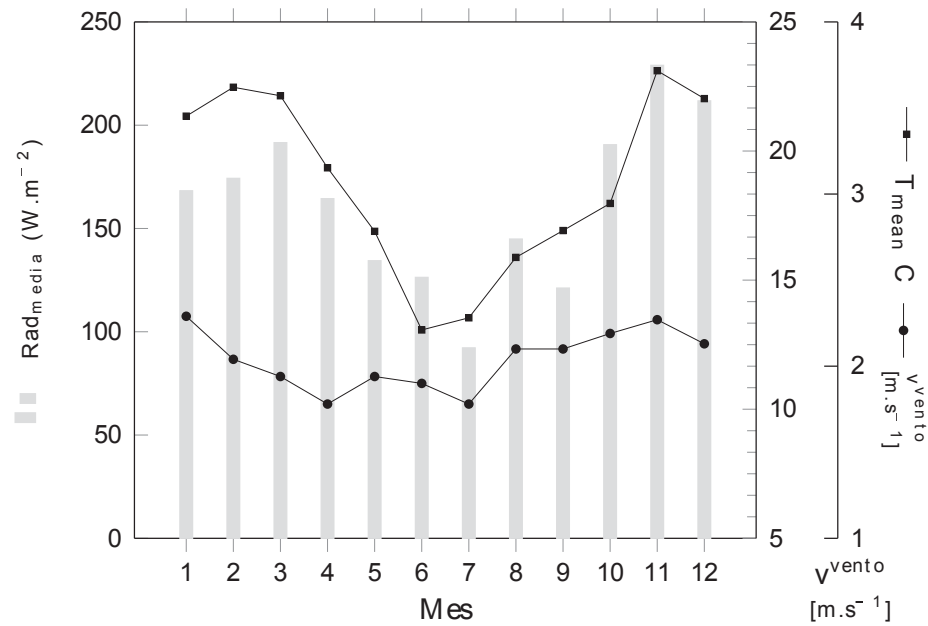


Figura 3.5: Gráfico das médias mensais de radiação, temperatura média e velocidade do vento da estação de Bateias entre os anos de 2005 e 2010

Algumas estações apresentam grande falha no período de dados selecionado. Apesar do gerador climático compensar as falhas, é importante compreender como é a distribuição das médias de chuvas entre as estações, para eliminar possíveis estações não representativas, assim como verificar a viabilidade do uso das informações climáticas da estação de Curitiba.

Dessa forma, foi realizado o teste estatístico ANOVA no software *Minitab v.17*, assumindo a hipótese nula de todas as médias entre as estações seriam iguais, a hipótese alternativa que pelo menos uma das médias seria diferente, onde as variâncias foram consideradas diferentes entre si para a análise e o nível de significância  $\alpha$  foi igual a 0.05. O teste indicou que estatisticamente os dados pertencem a mesma distribuição dentro do intervalo de confiança, adicionalmente à essa análise, a representatividade dos dados pluviométricos com relação à resposta da vazão é um fator importante a ser analisado. Geralmente, quando há um pico de nos dados pluviométricos, espera-se uma resposta da bacia com relação à vazão. Desta forma, uma análise importante e simples de ser realizada é a comparação por meio de um gráfico chuva versus vazão que foi realizada entre as estações de Curitiba e Bom Jesus da Aldeia no ano de 2009 (figura 3.6).

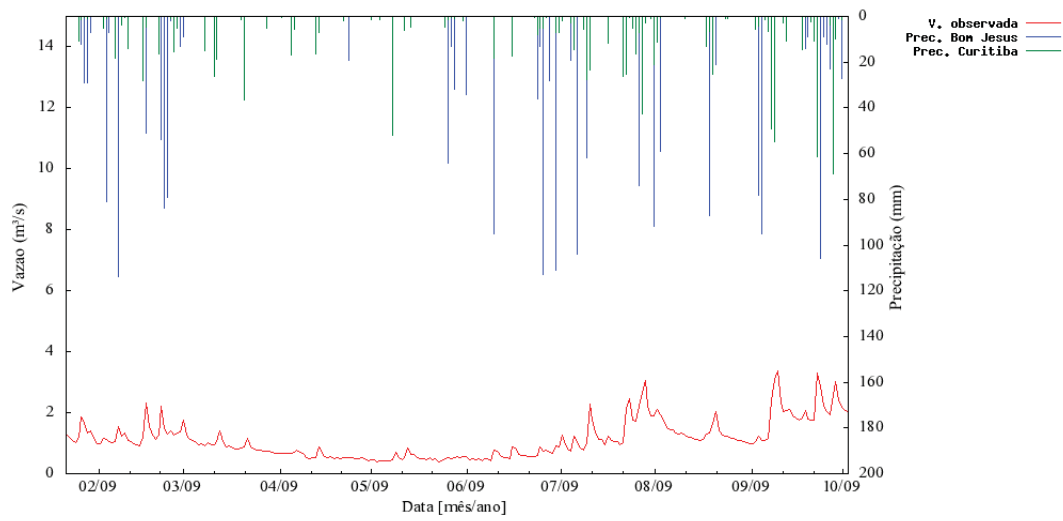


Figura 3.6: Gráfico de precipitação das estações meteorológicas de Curitiba e Bom Jesus da Aldeia com as vazões medidas para o ano de 2009

A estação pluviométrica utilizada neste estudo foi a de Bom Jesus da Aldeia, e o mapa da figura 3.7 mostra a localização das estações fluviométricas e pluviométricas na bacia do Rio Verde e arredores.

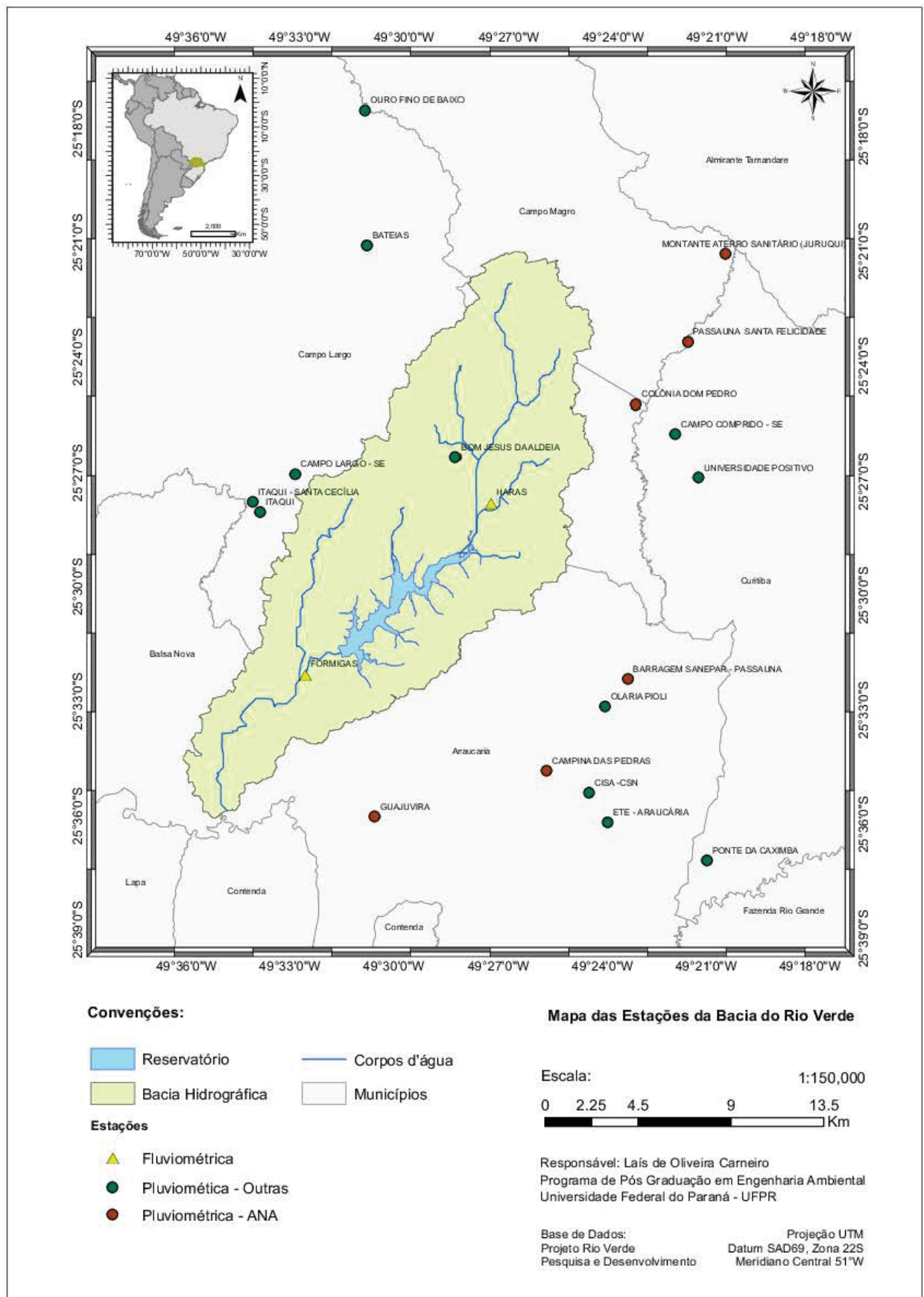


Figura 3.7: Mapa das estações pluviométricas e fluviométricas da Bacia do Rio Verde.

### *Pedologia e Uso do Solo na Bacia*

Os mapas de pedologia (figura 3.9) e uso do solo (figura 3.8) foram disponibilizados pelo Projeto Rio Verde (Cunha et al., 2011). A Tabela 3.3 ilustra a porcentagem dos tipos de solo e de uso do solo na bacia do Rio Verde. A bacia do rio Verde caracteriza-se por ser rural, com grandes extensões de cultivos e área urbana pequena de média densidade. Também está inserido na bacia um reservatório construído com a finalidade de abastecimento da refinaria Presidente Getúlio Vargas e que hoje também é utilizado para abastecimento público.

O solo predominante é da classe dos argissolos, caracterizados por diferenças texturais abruptas entre os horizontes A (superficial) e B, de areno-siltosa para argilosa comumente. Os solos dessa classe são geralmente susceptíveis a erosão e requerem manejos e usos adequados para evitar o seu desgaste.

O modelo digital do terreno utilizado possui resolução espacial de 10 metros e foi disponibilizado pelo Instituto Águas Paraná. A bacia possui relevo entre plano e suave ondulado, dando caráter lântico aos rios.

Tabela 3.3: Porcentagens dos tipos de solo e usos na bacia do Rio Verde

Tipo de Solo	Solo	Área (%)	Uso do Solo	Área (%)
Organossolo distrófico	HOa1	0.45	Silos	0.02
Cambissolo háplico	Ca05	2.76	Área Urbana Média Densidade	0.13
Latossolo Vermelho Amarelo distrófico	LVa13	4.38	Área Industrial	0.45
Latossolo Vermelho Escuro distrófico	LEd3	5.80	Áreas alagáveis	0.53
Argissolo Vermelho Amarelo háplico	PVa12	7.00	Água	3.25
Latossolo Vermelho Amarelo distrófico	LVa5	7.06	Área Urbana Baixa Densidade	4.83
Gleissolo pouco húmico	HG2	17.55	Pasto	18.52
Argissolo Vermelho Amarelo háplico	PVa21	55.00	Áreas agricultáveis	32.09
			Floresta mista	40.19

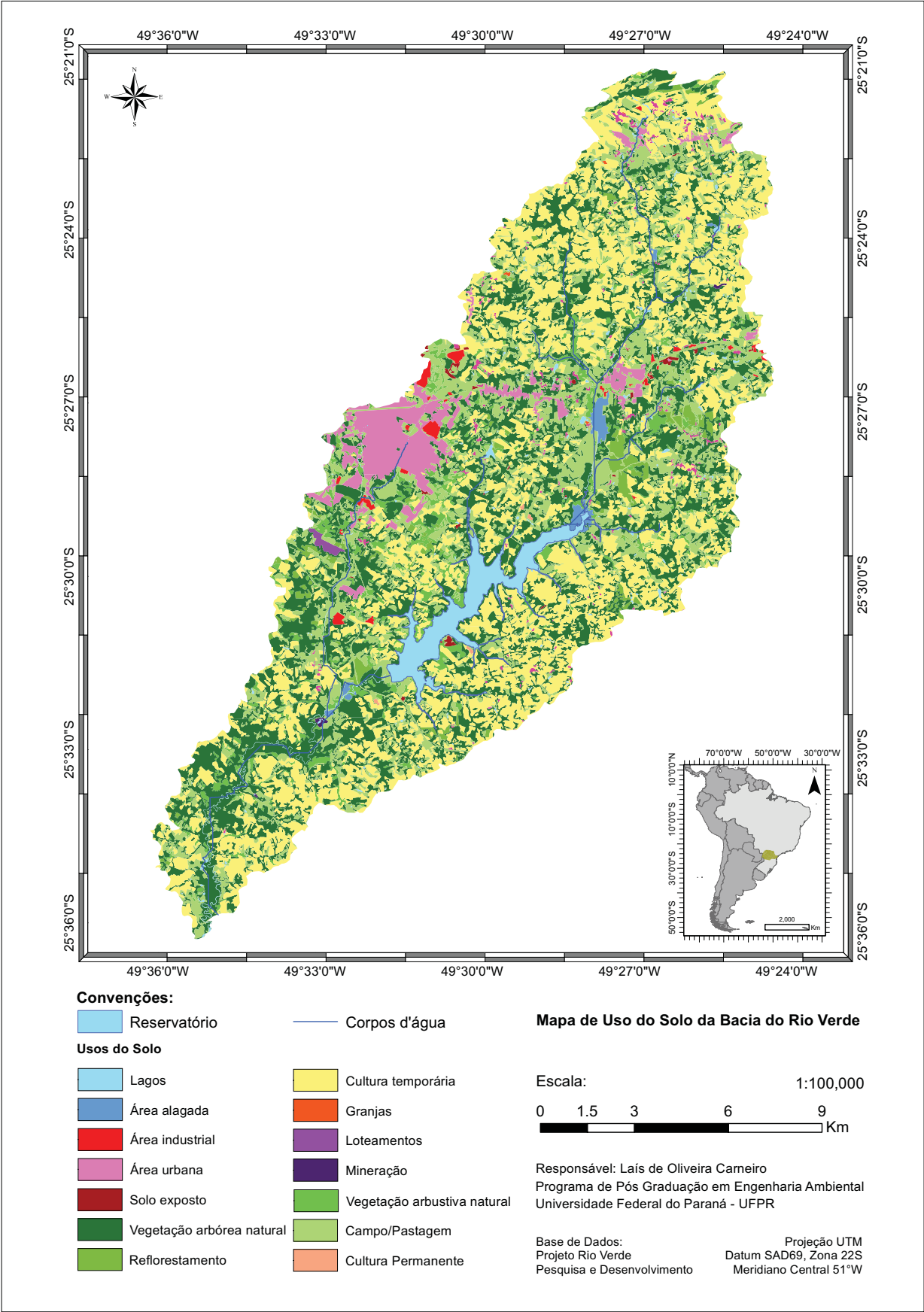


Figura 3.8: Mapa de Uso do solo da Bacia do Rio Verde

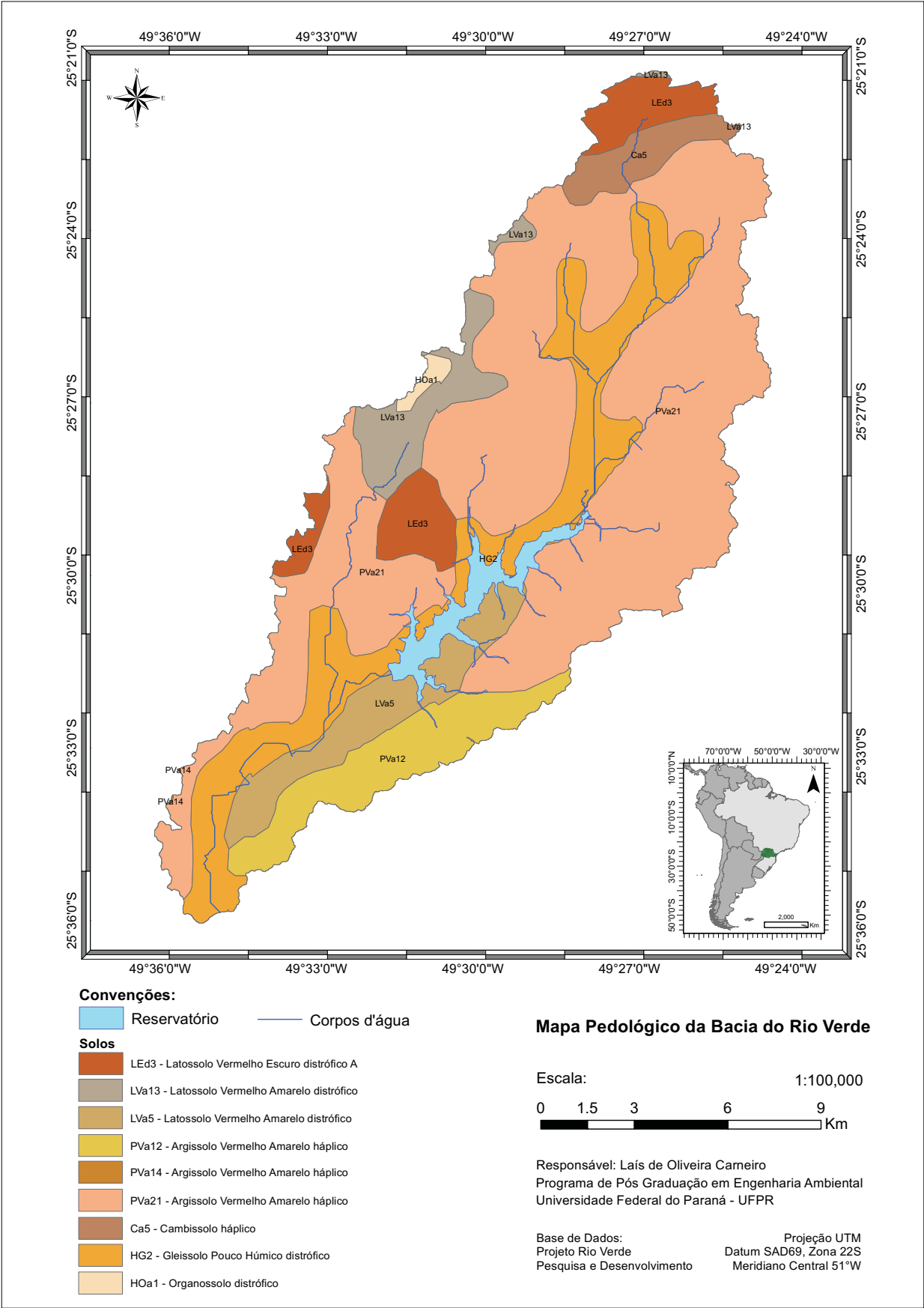


Figura 3.9: Mapa pedológico da Bacia do Rio Verde

### 3.4 Calibração e desempenho do modelo hidrológico

A calibração e validação são processos fundamentais usados para demonstrar se os modelos podem produzir resultados adequados em uma aplicação específica (Dile et al., 2016). Durante a calibração e a validação, os dados simulados do modelo foram comparados com os dados observados, otimizando os parâmetros em um esforço para simular condições do mundo real e reduzir a incerteza de previsão do modelo (Dile et al., 2016; Daggupati et al., 2015).

O desempenho do modelo foi avaliado usando o coeficiente de Eficiência Nash-Sutcliffe (NSE), tanto para performance geral, quanto para a análise de calibração. O coeficiente Nash-Sutcliffe é uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual em comparação com a variância dos dados medidos (Dile et al., 2016; Nash e Sutcliffe, 1970). O coeficiente pode variar entre valores de menos infinito a 1. Um valor NSE de 1 corresponde a uma combinação perfeita entre fluxo de fluxo observado e simulado, entre 0 e 1 é considerado um nível aceitável de desempenho, enquanto um valor de NSE menor 0 sugere que a média observada é um preditor melhor do que o modelo (Dile et al., 2016). Sua formulação é dada pela equação 3.19, onde  $Q_m$ ,  $Q_s$  e  $Q_{m,med}$  são os valores medidos, simulados, e médios observados respectivamente.

$$NSE = 1 - \left[ \frac{\sum_i (Q_m - Q_s)^2}{\sum_i (Q_{m,i} - Q_{m,med})^2} \right] \quad (3.19)$$

Neste modelo foi realizada a calibração manual por tentativa e erro, seguindo o esquema de testes e iterações de Arnold et al. (2012) que consiste em uma avaliação preliminar da comparação da vazão simulada e observada para então realizar os ajustes nos parâmetros de interesse. As variáveis de interesse para a calibração em um primeiro momento, foram as referentes ao escoamento superficial (CN2, SOL\_AWC e ESCO), ao fluxo de base (processo controlado majoritariamente pelas interações com o fluxo subterrâneo) (REVAPMN, GW\_DELAY, GW\_REVAP, GWQMN e ALPHA\_BF) e a propriedades do canal principal (CH\_K2 e CH\_N2). Para cada iteração dos parâmetros, o coeficiente NSE foi calculado, até que seu valor fosse maior que 0.8 (Huang et al., 2009; Lam et al., 2010). Os dados de vazão foram obtidos por meio do Projeto Rio Verde (Cunha et al., 2011), cujo ponto de medição localiza-se à montante do reservatório na estação Haras do Rio Verde.

### 3.5 Cenários propostos: variações no uso do solo

O uso intensivo do solo para agricultura, pastagem e outras atividades antrópicas, imprimem nestas áreas um longo processo de degradação dos seus recursos, impactando todas as formas de produção nela inseridas. A este cenário tornam-se cada vez mais

corriqueiros os processos como erosão, aporte excessivo de nutrientes e sedimentação de corpos d'água (Carneiro, 2015) impactando significativamente os processos que ocorrem nas bacias hidrográficas.

Portanto por meio do mapa de uso do solo, é possível realizar análises diagnósticas e preditivas dos impactos na bacia, por meio de análises hidrológicas, de capacidade de uso, entre outros. O mapa de uso e ocupação do solo do projeto Rio Verde (Cunha et al., 2011) foi inicialmente utilizado para um diagnóstico das interações da paisagem e ciclo hidrológico no SWAT. A interface do programa permite alterações nas proporções das formas como se dá o uso. Por se tratar de uma bacia rural, foram elaborados dois cenários para avaliação do impacto do uso de fertilizantes combinados a desmatamento em grandes proporções das áreas de floresta (tabela 3.4).

Dessa forma, para cada cenário foi simulada uma série das cargas de nutrientes e aplicada no modelo ecológico para compreender os possíveis impactos das variações no uso do solo na qualidade da água do reservatório. Os dados das cargas de fertilizantes foram retirados do projeto Rio Verde (Cunha et al., 2011) e o tipo de cultura para as áreas agrícolas foram baseadas nos dados dos levantamentos anuais de PARANÁ (2017). Os maiores cultívars em todos os anos do levantamento foram milho e soja. As informações relevantes a área foliar, maturidade da planta em unidades de calor, assim como a produção média de biomassa são informadas para calcular o crescimento e as demandas por água e nutrientes.

Tabela 3.4: Proporções de uso do solo para os cenários propostos para a bacia do Rio Verde.

	Cenário Atual	Cenário 1	Cenário 2
<b>Uso do solo (% área)</b>			
Floresta	40	20	0
Agricultura	32	52	72
Área Urbana	5	5	5
Outros	23	23	23
<b>Fertilizante</b>	Cama de Aviário - 7,8 ton/ano	Cama de Aviário - 7,8 ton/ano	Cama de Aviário - 7,8 ton/ano
<b>Cultura Utilizada</b>	Milho/Soja	Milho/Soja	Milho/Soja



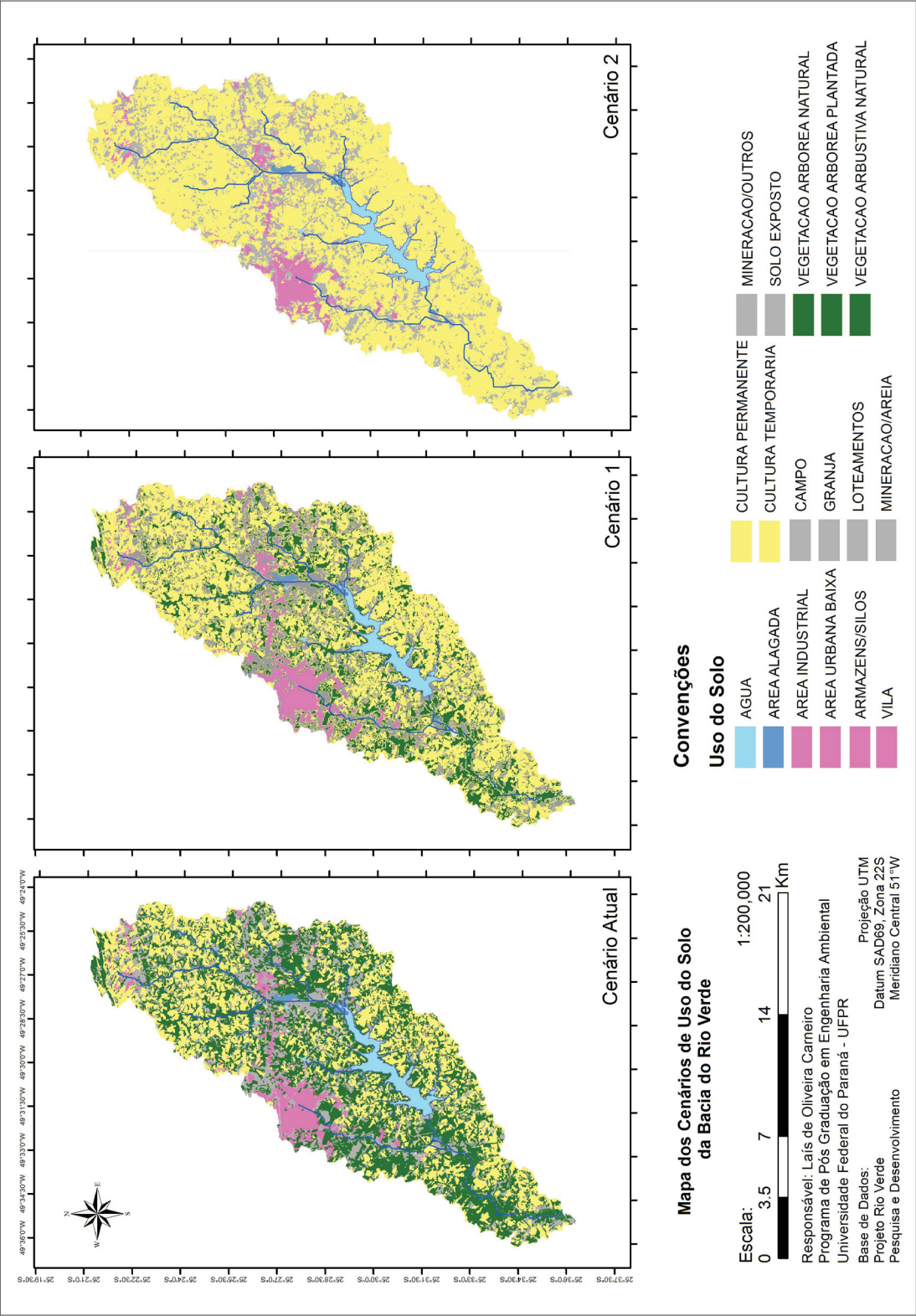


Figura 3.10: Mapas de uso do solo da Bacia do Rio Verde para o cenário atual e os cenários propostos (1 e 2).

## 4 Modelo Ecológico

Neste capítulo será abordado como o modelo ecológico foi construído, e a utilização das séries temporais de nutrientes do modelo hidrológico.

O modelo hidroecológico proposto para estudo consiste em combinar os resultados do modelo hidrológico distribuído como dados de entrada para o modelo ecológico concentrado, onde os possíveis impactos das variações no uso do solo na qualidade da água do reservatório podem ser compreendidos de forma geral, considerando as interações entre parâmetros físicos, químicos e biológicos.

### 4.1 Balanço de materiais para o reservatório

Dado que um reservatório recebe fluxos de água da bacia hidrográfica e da atmosfera, a qualidade da água observada nestes locais reflete, em parte pelo menos, os efeitos cumulativos dos materiais transportados pelos afluentes (Rast e Holland, 1988).

Nessa seção está detalhado o balanço de materiais para o reservatório do rio Verde. Mais especificamente são explicados o balanço volumétrico anual e o balanço de massa para os nutrientes.

A Figura 4.1 ilustra as vazões líquidas consideradas no balanço do reservatório:  $I_S$  é o fluxo afluente da superfície,  $P$  é a precipitação,  $I_G$  é o fluxo afluente do aquífero,  $O_S$  é o fluxo efluente da superfície,  $O_G$  é o fluxo efluente do aquífero,  $E$  é a evaporação.

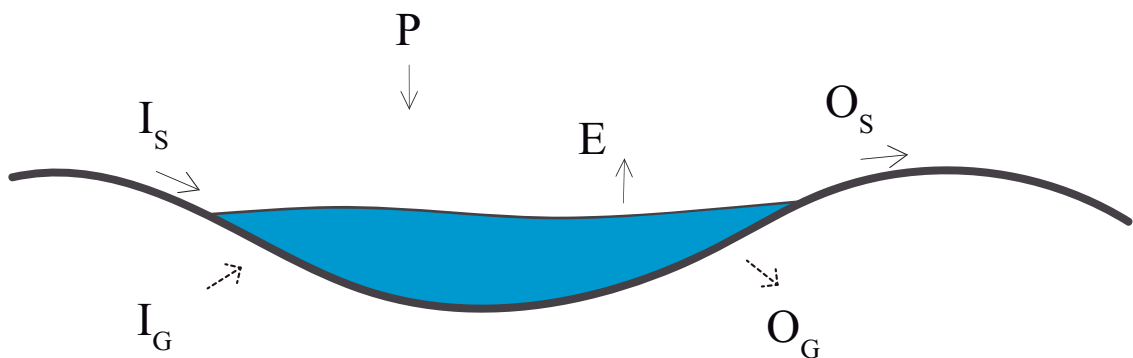


Figura 4.1: Representação esquemática em corte do reservatório e seus fluxos de entrada e saída.

A concentração de qualquer nutriente (fósforo, nitrogênio, entre outros) no reservatório pode ser obtida pelo balanço de massa adotando a simplificação do reservatório completamente misturado, ou seja, será considerado um modelo zero dimensional.

Além do aporte de nutrientes pelo canal, no qual o *SWAT* considera o processo de transporte e sedimentação, também existe a carga difusa (figura 4.2), oriunda das subbacias ao redor do reservatório, as quais o *SWAT* é capaz de calcular para cada unidade de resposta hidrológica considerando os ciclos mostrados nas seções 3.1.3 e 3.1.3, levando em consideração a heterogeneidade espacial do solo e seus usos. Na Figura 4.2,  $A_c$  é a área da bacia e  $A_L$  é a área do reservatório.

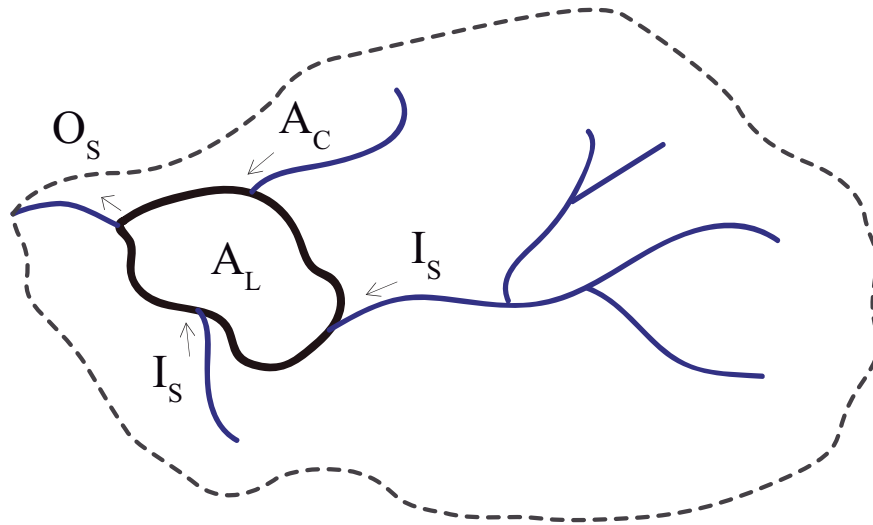


Figura 4.2: Representação esquemática da bacia hidrográfica com a rede de drenagem e o reservatório.

O balanço para os nutrientes fósforo e nitrogênio são explicados na seção 4.2. Como o SWAT produz os resultados para o fósforo e nitrogênio nas suas formas de N orgânico, amônia, nitrato, P orgânico e inorgânico, as reações para cada nutriente foram modeladas e modificadas com base nas equações propostas por (Chapra, 2008).

## 4.2 Modelo Ecológico

O modelo desenvolvido em linguagem Python consiste em um sistema de equações modificadas de Chapra (2008) e Rosman (2000) onde a composição da taxa de crescimento do fitoplâncton se dá em função dos valores das concentrações diárias de fósforo e nitrogênio disponíveis no meio. Estes valores foram calculados por meio de um balanço entre a quantidade de nutrientes dos tributários do reservatório do modelo hidrológico e da saída após a barragem.

O modelo proposto para considerar a dinâmica de grupos com variação diária dos nutrientes é composto pelo sistema de equações de 4.1 a 4.11, resolvido pelo método Runge-Kutta de quarta ordem.

A equação 4.1 relaciona os processos de crescimento, predação pelo zooplâncton, respiração, excreção e sedimentação do fitoplâncton ( $F$ ).

$$\frac{dF}{dt} = \underbrace{F k_g \left(1 - \frac{F}{K_0}\right)}_{\text{Crescimento}} - \underbrace{Z g \left(\frac{F}{b_1 + F}\right)}_{\text{Predação}} - \underbrace{F(k_{ra} + k_{ea})}_{\text{Respiração e Excreção}} - \underbrace{F \frac{V_s}{H}}_{\text{Sedimentação}} \quad (4.1)$$

A equação 4.2 relaciona os processos de crescimento, mortalidade e sedimentação do zooplâncton ( $Z$ ).

$$\frac{dZ}{dt} = \underbrace{Z g E_z \left(\frac{F}{b_1 + F}\right)}_{\text{Crescimento}} - \underbrace{Z d_2}_{\text{Morte}} - \underbrace{Z \frac{V_{s2}}{H}}_{\text{Sedimentação}} \quad (4.2)$$

As equações 4.3, 4.4 e 4.5 correspondem ao balanço para o nitrogênio orgânico ( $N_{org}$ ), amônia ( $Am$ ) e nitrato ( $Nit$ ), com suas respectivas concentrações de entrada ( $N_{org,in}$ ,  $Am_{in}$  e  $Nit_{in}$ ), os processos de amonificação, nitrificação, respiração e excreção do fitoplâncton, consumo de amônia e nitrato, a sedimentação e o fluxos afluentes.

$$\frac{dN_{org}}{dt} = \underbrace{N_{org,in}}_{\text{Entrada}} - \underbrace{N_{org} k_{71}}_{\text{Amonificação}} + \underbrace{F r_{na} f_{on} (k_{ra} + k_{ea})}_{\text{Respiração e Excreção do Fitoplâncton}} - \underbrace{\frac{N_{org} V_{s3}(1 - f_7)}{H}}_{\text{Sedimentação}} - \underbrace{N_{org} Q}_{\text{Saída}} \quad (4.3)$$

$$\frac{dAm}{dt} = \underbrace{Am_{in}}_{\text{Entrada}} + \underbrace{N_{org} k_{71}}_{\text{Amonificação}} - \underbrace{Am k_{12}}_{\text{Nitrificação}} + \underbrace{F r_{na} (1 - f_{on}) (k_{ra} + k_{ea})}_{\text{Respiração e Excreção do Fitoplâncton}} - \underbrace{\frac{Am F r_{na} k_g}{k_{am} + Am}}_{\text{Consumo de amônia}} - \underbrace{Am Q}_{\text{Saída}} \quad (4.4)$$

$$\frac{dNit}{dt} = \underbrace{Nit_{in}}_{\text{Entrada}} + \underbrace{Am k_{2D} - Nit k_{12}}_{\text{Nitrificação}} - \underbrace{\left(\frac{1 - Nit}{k_{am} + Nit} F r_{na} f_{un} k_g\right)}_{\text{Consumo de nitrato}} - \underbrace{Nit Q}_{\text{Saída}} \quad (4.5)$$

As equações 4.6 e 4.7 correspondem ao balanço para o fósforo orgânico ( $P_{org}$ ) e fósforo orgânico ( $P_{inorg}$ ), com suas respectivas concentrações de entrada ( $P_{org,in}$  e  $P_{inorg,in}$ ),

os processos de mineralização, respiração e excreção do fitoplâncton, consumo de fósforo mineral, a sedimentação e o fluxos afluentes.

$$\frac{dP_{org}}{dt} = \underbrace{P_{org,in}}_{\text{Entrada}} - \underbrace{P_{org} k_{83}}_{\text{Mineralização}} + \underbrace{F r_{pa} f_{op} (k_{ra} + k_{ea})}_{\text{Respiração e Excreção do Fitoplâncton}} - \underbrace{P_{org} \frac{V_{s3}(1 - f_{D8})}{H}}_{\text{Sedimentação}} - \underbrace{P_{org} Q}_{\text{Saída}} \quad (4.6)$$

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = \underbrace{P_{inorg,in}}_{\text{Entrada}} + \underbrace{P_{org} k_{83}}_{\text{Mineralização}} + \underbrace{F r_{pa} (1 - f_{op}) (k_{ra} + k_{ea})}_{\text{Respiração e Excreção do Fitoplâncton}} - \underbrace{P_{inorg} \frac{V_{fr}}{H}}_{\text{Sedimentação}} - \underbrace{F r_{pa} f_{up} k_g}_{\text{Consumo de fósforo mineral}} - \underbrace{P_{inorg}}_{\text{Saída}} \quad (4.7)$$

As funções da concentração interna de nitrogênio e fósforo do fitoplâncton e disponível no meio para consumo foram calculadas pelas equações 4.9, 4.8 e 4.10, respectivamente.

$$r_{na} = r_{na,min} + \left( \frac{(r_{na,max} - r_{na,min})(Am + Nit)}{k_{un} + Am + Nit} \right) \quad (4.8)$$

$$f_{un} = \left( \frac{r_{na,max} - r_{na}}{r_{na,max} - r_{na,min}} \right) \left( \frac{Am + Nit}{k_{un} + Am + Nit} \right) \quad (4.9)$$

$$f_{up} = \left( \frac{r_{pa,max} - r_{pa}}{r_{pa,max} - r_{pa,min}} \right) \left( \frac{P_{inorg}}{k_{up} + P_{inorg}} \right) \quad (4.10)$$

A variação da taxa de crescimento do fitoplâncton (equação 4.11) foi formulada pela função do mínimo disponível para consumo de nitrogênio e fósforo pelo fitoplâncton.

$$\frac{dk_g}{dt} = \min \left( \underbrace{\frac{P_{inorg}}{meiaP + P_{inorg}}}_{\text{Fósforo}}, \underbrace{\frac{Am + Nit}{meiaN + Am + Nit}}_{\text{Nitrogênio}} \right) \quad (4.11)$$

As constantes utilizadas nas equações estão listadas na tabela 4.1.

Tabela 4.1: Constantes utilizadas no modelo ecológico com os valores utilizados e a faixa de variação.

Constante	Descrição	Valores	Faixa de Valores	Unidades	Referência
$E_z$	Coefficiente de eficiência de herbivoria	0.8	0.4 a 0.8		Fragoso Jr et al. (2009)
$f_7$	Fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna de água	0.4	0.1 a 1.0		Ambrose et al. (1993)
$f_{DS}$	Fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna de água	0.5	0.1 a 1.1		Ambrose et al. (1993)
$f_{on}$	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para nitrogênio orgânico	0.5			Ambrose et al. (1993)
$f_{op}$	Fração de morte e respiração do fitoplâncton reciclada para fósforo orgânico	0.2	0.1 a 0.9		Ambrose et al. (1993)
$k_{12}$	Coefficiente de nitrificação em 20C	0.9	0.03 a 0.9	$d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{71}$	Coefficiente de amonificação em 20C	0.05	0.001 a 0.2	$d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{83}$	Coefficiente de mineralização do fósforo orgânico em 20C	0.01	0.001 a 0.8	$d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{2D}$	Coefficiente de desnitrificação em 20C	0	0 a 1.0	$d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{am}$	Constante de meia saturação para preferência de amônia	50		$\mu gN L^{-1}$	Chapra (2008)
$k_{ea}$	Coefficiente de mortalidade do fitoplâncton	0.003	0.003 a 0.17	$d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{ra}$	Coefficiente de perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20C	0.05	0.005 a 0.8	$d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{un}$	Constante de meia saturação de para o consumo de N	1.5	0.0014 a 0.2	$\mu gN L^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$k_{up}$	Constante de meia saturação de para o consumo de P	0.0028		$\mu gP L^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$r_{na,max}$	Razão nitrogenio/clorofila max nas células das algas	15	8 a 15.0		Hamilton e Schladow (1997)
$r_{na,min}$	Razão nitrogenio/clorofila min nas células das algas	4	1.5 a 4.0		Hamilton e Schladow (1997)
$r_{pa}$	Razão fósforo/clorofila	8			Hamilton e Schladow (1997)
$r_{pa,max}$	Razão fósforo/clorofila max nas células das algas	10	1.0 a 10.9		Hamilton e Schladow (1997)
$r_{pa,min}$	Razão fósforo/clorofila min nas células das algas	0.5	0.1 a 1.0		Hamilton e Schladow (1997)
$V_s$	Velocidade de sedimentação da biomassa (fito)	2.2	0 a 30.0	$m d^{-1}$	Bowie et al. (1985)
$V_{s2}$	Velocidade de sedimentação da biomassa (zoo)	0.9	0 a 30.0	$m d^{-1}$	Chapra (2008)
$V_{s3}$	Velocidade de deposição de substância orgânica	0.25	0.2 a 2.3	$m d^{-1}$	Chapra (2008)
$V_{fr}$	Velocidade de precipitação do fósforo inorgânico	0.25		$m d^{-1}$	Chapra (2008)
$b_1$	Constante de meia saturação da resposta funcional	0.12			Fragoso Jr et al. (2009)
$d_2$	Taxa de mortalidade do zooplâncton	0.15	0 a 1.0		Fragoso Jr et al. (2009)
$K_0$	Capacidade de suporte do fitoplancton	0.1			
$g$	Coefficiente de consumo de algas pelo zooplâncton	5.9			
$meiaP$	Constante de meia saturação	0.0028		$mgN L^{-1}$	Fragoso Jr et al. (2009)
$meiaN$	Constante de meia saturação	0.2		$mgN L^{-1}$	Fragoso Jr et al. (2009)

## 5 Índice de Estado Trófico

A proliferação e manutenção dos produtores da teia alimentar é um tema fundamental em estudos limnológicos e de gestão de recursos hídricos (Li et al., 2017). O crescimento das algas e do fitoplâncton é regulado principalmente por recursos como nutrientes, luz solar e por predação de níveis tróficos superiores (Rangel et al., 2012). Vários fatores têm sido relatados para limitar a biomassa de algas na presença de níveis adequados de nitrogênio e fósforo. Características como baixa concentração iônica, disponibilidade de luz, morfometria do reservatório, velocidade de fluxo e tempo de retenção de água têm sido associadas à baixa produção de biomassa e produção de algas (Gomes e Miranda, 2001).

No estudo do processo de eutrofização de corpos d'água doce (lagos, reservatórios, rios, etc) um ponto chave é compreender as condições básicas que existiam antes da modificação antropogênica em grande escala das paisagens combinado ao advento das perdas de nutrientes da agricultura moderna (Dodds e Smith, 2016). Nesse sentido, o estudo do cenário atual de bacias hidrográficas com variações na paisagem (ex.: uso do solo) proporciona uma ferramenta de gestão e previsão das alterações na qualidade das águas, possibilitando comparações com possíveis cenários sem intervenção humana, ou com alta atividade agropecuária. Com o intuito de avaliar os graus de trofia de lagos e reservatórios Carlson (1977) propôs um índice de estado trófico, que é muito utilizado pelo mundo (Adamovich et al., 2016) e com modificações para as regiões em que é aplicado, por exemplo, no Brasil por Lamparelli (2004) para corpos d'água subtropicais e tropicais, e nos Estados Unidos específico para determinados estados como na Flórida (Kratzer e Brezonik, 1981).

### 5.1 Relação N:P e Índice de Estado Trófico

Entre todos os fatores limitantes ao crescimento de algas, os nutrientes podem ser controlados pela intervenção humana no sistema. Por esta razão, o controle de nutrientes no sistema é considerado como uma maneira de controlar a proliferação de algas e melhorar o status da qualidade da água (Na e Park, 2006).

Søndergaard et al. (2017) aponta que é de senso comum que uma redução na disponibilidade de P com o objetivo de diminuir a biomassa fitoplanctônica é a primeira medida introduzida para combater e reverter a eutrofização cultural. A revisão de Sterner

(2008) mostra que deve-se considerar a importância da limitação de nitrogênio conjunto ao fósforo (entre outros como o ferro, por exemplo), observando principalmente a escala temporal e espacial de estudo. Søndergaard et al. (2017) ressalta ainda que o motivo pelo qual o fósforo pode ser o nutriente mais limitante para a produtividade do fitoplâncton é que a maioria dos lagos e reservatórios, ao longo dos anos, recebeu maior carga de nitrogênio de origem antropogênica (águas residuárias) ou outras fontes, como a fertilização na agricultura.

A razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo totais (razão N:P) é utilizada como um indicador do nutriente que limita o crescimento fitoplânctônico em determinado momento. As faixas em que variam essas razões dependem da comunidade fitoplanctônica e das características do reservatório em questão, mas em geral os valores para limitação de nitrogênio ocorrem quando a razão N:P está abaixo de 9 (medida em massa) e para o fósforo quando a razão está acima de 22,6 (Guildford e Hecky, 2000).

Sterner (2008) traz que muitas políticas públicas e legislações se basearam na premissa apenas do controle do fósforo como causa principal da eutrofização em lagos e reservatórios, desconsiderando muitas vezes o aspecto multifatorial das interações nestes ambientes. Dessa forma, os principais indicadores do estado de trofia dos reservatórios se baseiam nas concentrações de fósforo total e clorofila-a (indicador da biomassa fitoplanctônica). O trabalho de Carlson (1977) introduziu o índice de estado trófico (IET) com equações simplificadas a partir das correlações entre luminosidade na coluna d'água pelo disco de Secchi (SD), clorofila-a (Cl) e fósforo total (TP), para lagos temperados (equações 5.1, 5.2 e 5.3, respectivamente).

$$\text{IET}(\text{SD}) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \text{SD}}{\ln 2} \right) \quad (5.1)$$

$$\text{IET}(\text{Cl}) = 10 \left( 6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln \text{Cl}}{\ln 2} \right) \quad (5.2)$$

$$\text{IET}(\text{TP}) = 10 \left( 6 - \frac{\ln \frac{48}{\text{TP}}}{\ln 2} \right) \quad (5.3)$$

Toledo et al. (1983) baseado no trabalho anterior realizou correções para lagos tropicais e Lamparelli (2004) alterou as classes e valores das correlações para o IET com base no banco de dados de reservatórios do estado de São Paulo. O índice proposto por Lamparelli (2004) é utilizado no Brasil para medir os graus de trofia (tabela 5.1) pelas companhias de saneamento (equações 5.4 e 5.5).

$$\text{IET}(\text{Cl}) = 10 \left( 6 - \frac{0.92 - 0.34 \ln \text{Cl}}{\ln 2} \right) \quad (5.4)$$



$$\text{IET}(\text{TP}) = 10 \left( 6 - \frac{1.77 - 0.42 \ln \text{Cl}}{\ln 2} \right) \quad (5.5)$$

O IET então é calculado pela média aritmética do IET(Cl) e IET(TP) (equação 5.6).

$$\text{IET} = \frac{\text{IET}(\text{Cl}) + \text{IET}(\text{TP})}{2} \quad (5.6)$$

Tabela 5.1: Classes de trofia para o IET, adaptado de Lamparelli (2004)

Nível Trófico	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (μg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 0.008	≤ 1.17	≥ 2.4	≤ 47
Oligotrófico	0.008 < PT ≤ 0.019	1.17 < Cl ≤ 3.24	2.4 > S ≥ 1.7	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	0.019 < PT ≤ 0.052	3.24 < Cl ≤ 11.03	1.7 > S ≥ 1.1	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	0.052 < PT ≤ 0.120	11.03 < Cl ≤ 30.55	1.1 > S ≥ 0.8	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	0.120 < PT ≤ 0.233	30.55 < Cl ≤ 69.05	0.8 > S ≥ 0.6	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	> 0.233	> 69.05	< 0.6	> 67

## 5.2 Cálculo do IET proposto

As equações de Carlson (1977) e Lamparelli (2004) possuem a vantagem de permitirem com poucas análises laboratoriais um indicador rápido do estado de trofia do reservatório. Porém, assumir a premissa do fósforo como elemento limitante do crescimento do fitoplâncton pode levar a resultados muito limitados e não realísticos (Sterner, 2008; Moss et al., 2013; Søndergaard et al., 2017). As razões N:P junto às características da área de estudo em questão devem integrar o conjunto da análise para que medidas de gestão na bacia hidrográfica possam ser tomadas de forma efetiva e a longo prazo.

O estudo desenvolvido por Lamparelli (2004) apresentou as relações de nitrogênio total e clorofila-a, mas sem correlacionar com o índice de estado trófico (equação 5.7).

$$\log_{10}(\text{Cl}) = 1.24 \log_{10}(\text{NT}) + 0.667 \quad (5.7)$$

Dessa forma, para corrigir essa limitação no cálculo do IET foi realizada a aplicação da correlação de nitrogênio total e clorofila-a de Lamparelli (2004) nas equações derivadas de Carlson (1977) e o rearranjo da fórmula do IET em função também do nitrogênio total (equações 5.8 e 5.9, respectivamente).

Realizando a mudança de base de logaritmos, da base 10 para a base  $e$  (número de euler), e substituindo a equação 5.7 na equação 5.4, obtem-se:

$$\text{IET}(\text{NT}) = 10 \left( 6 - \frac{0.822 - 0.422 \ln \text{NT}}{\ln 2} \right) \quad (5.8)$$

Generalizando o cálculo do IET para o nitrogênio e incluindo a influência do nitrogênio total foi proposta a Equação 5.9 com a inclusão dos parâmetros para o nitrogênio (tabela 5.2).

$$\text{IET}_{mod} = \frac{\text{IET}(\text{Cl}) + \text{IET}(\text{TP}) + \text{IET}(\text{NT})}{3} \quad (5.9)$$

Tabela 5.2: Classes de trofia para o IET proposto com adição do parâmetro de Nitrogênio Total (NT), adaptado de Lamparelli (2004)

Nível Trófico	Nitrogênio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (μg.L <sup>-1</sup> )	Secchi (m)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 0.828	≤ 0.008	≤ 1.17	≥ 2.4	≤ 47
Oligotrófico	0.828 < NT ≤ 1.884	0.008 < PT ≤ 0.019	1.17 < Cl ≤ 3.24	2.4 > S ≥ 1.7	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	1.884 < NT ≤ 5.956	0.019 < PT ≤ 0.052	3.24 < Cl ≤ 11.03	1.7 > S ≥ 1.1	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	5.956 < NT ≤ 11.496	0.052 < PT ≤ 0.120	11.03 < Cl ≤ 30.55	1.1 > S ≥ 0.8	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	11.496 < NT ≤ 22.188	0.120 < PT ≤ 0.233	30.55 < Cl ≤ 69.05	0.8 > S ≥ 0.6	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	> 22.188	> 0.233	> 69.05	< 0.6	> 67

Os estudos realizados pelo Projeto Rio Verde (Cunha et al., 2011) de 2008 a 2009 quantificaram as concentrações de fitoplâncton, fósforo total e nitrogênio total presentes no reservatório (tabela 5.3), possibilitando desta forma uma análise da relação N:P para o cálculo do IET e posterior análise da resposta dos indicadores do modelo ecológico.

Tabela 5.3: Dados medidos no ponto próximo a barragem do projeto Rio Verde, para fósforo, nitrogênio e clorofila-a.

Data	Fósforo total (mg.l <sup>-1</sup> )	Nitrogênio total (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (μg.l <sup>-1</sup> )
7/1/2008	0.03 (0.02 - 0.04)	0.31 (0.21 - 0.38)	5.2 (2.8 - 7.4)
8/1/2008	0.05 (0.05 - 0.05)	0.38 (0.14 - 0.64)	5.2 (4.4 - 5.8)
9/1/2008	0.02 (0.01 - 0.03)	0.15 (0.04 - 0.23)	10.0 (7.6 - 11.2)
10/1/2008	0.02 (0.01 - 0.04)	0.26 (0.17 - 0.31)	6.5 (4.6 - 7.6)
11/1/2008	0.06 (0.01 - 0.12)	0.23 (0.02 - 0.61)	6.4 (5.0 - 7.4)
12/1/2008	0.05 (0.05 - 0.05)	0.11 (0.002 - 0.34)	4.7 (2.5 - 8.4)
1/1/2009	0.02 (0.01 - 0.02)	0.46 (0.07 - 1.00)	6.1 (5.3 - 6.7)
2/1/2009	0.07 (0.05 - 0.09)	0.30 (0.10 - 0.56)	14.4 (5.8 - 30.7)
3/1/2009	0.04 (0.03 - 0.07)	1.22 (0.34 - 2.01)	9.6 (6.8 - 13.0)
4/1/2009	0.10 (0.07 - 0.12)	0.35 (0.002 - 1.41)	9.4 (6.5 - 11.7)
5/1/2009	0.01 (0.01 - 0.01)	0.94 (0.43 - 1.24)	6.2 (5.7 - 6.5)
6/1/2009	0.03 (0.03 - 0.04)	0.24 (0.002 - 0.81)	6.8 (3.6 - 8.9)
7/1/2009	0.03 (0.03 - 0.05)	0.17 (0.002 - 0.57)	5.8 (3.4 - 12.9)

## 6 Resultados e Discussão

A seguir são apresentados os resultados e discussão do modelo zero dimensional distribuído (0DD). A nomenclatura foi proposta para abreviar a metodologia que considera um modelo ecológico zero dimensional para o reservatório e as cargas de nutrientes provenientes da bacia hidrográfica de um modelo hidrológico distribuído. A metodologia considera a geração dos nutrientes nas plantações, o transporte realizado pelos rios e as reações e transformações que ocorrem no reservatório.

### 6.1 Modelo Hidrológico

A bacia hidrográfica foi delineada de forma automática no ArcGIS e subdividida em 23 subbbacias com base no modelo digital do terreno. Foram geradas 177 unidades de resposta hidrológicas resultantes da sobreposição dos dados espacializados de solo, uso do solo e declividade (Figura 6.1) .

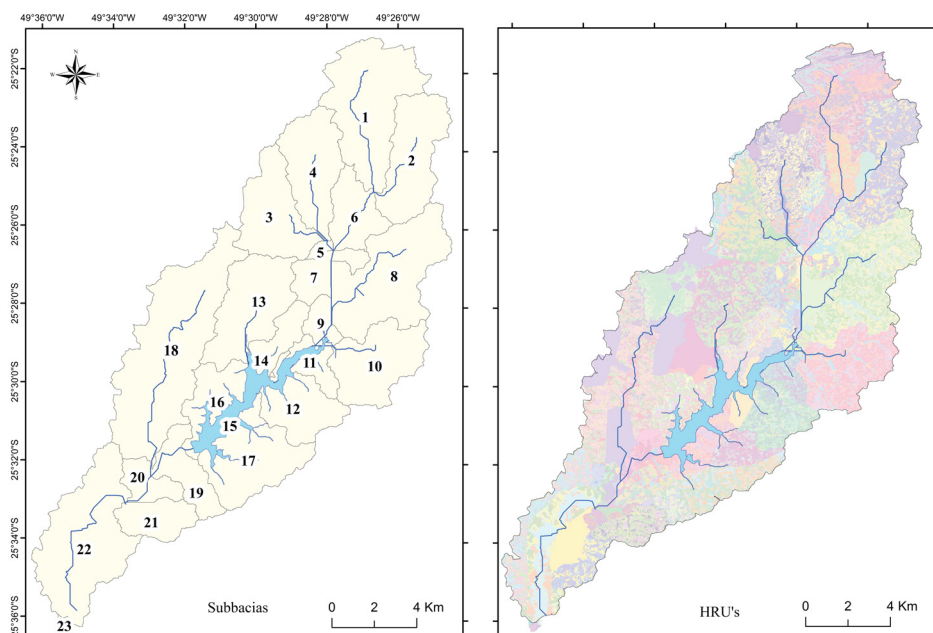


Figura 6.1: Mapas das divisões em subbacias (esquerda) e HRU's (direita) do SWAT para a bacia do Rio Verde. As cores indicam apenas a distribuição das HRU's na figura da direita.

O período inicial de aquecimento do modelo foi executado entre os anos de 2005 a 2008. A vazão foi calibrada manualmente com os dados de vazão entre janeiro a junho de 2009 na subbacia 9, a montante do reservatório, obtendo coeficiente Nash-Sutcliffe (NS) de 0.90 (ver Figura 6.2). No processo de validação foram utilizados os dados julho a outubro de 2009, obtendo um coeficiente NS de 0.72. A calibração se faz necessária pois na primeira simulação, sem calibração, o coeficiente NS obtido foi de  $-0.59$ , o que indicava uma representação insatisfatória do modelo. A calibração, portanto, aumentou o NS de  $-0.59$  para 0.72 no período de validação, alterando os parâmetros que influenciam na vazão, como a curva de escoamento, infiltração no solo, entre outros e tornando o modelo mais confiável no quesito descarga líquida.

A Tabela 6.1 apresenta os símbolos e a descrição das constantes do modelo que foram ajustadas por calibração manual da vazão. A primeira constante ajustada foi o CN2, seguida das constantes SOL\_AWC e ESCO, cujos ajustes causaram uma diminuição do escoamento de base e diminuição dos picos de vazão, respectivamente. Após essa primeira alteração o NS aumentou para 0.54. As constantes correspondentes à parte subterrânea do ciclo hidrológico (GW\_DELAY, REVAPMN, GWQMN e GW\_REVAP) também foram ajustadas para aumentar a eficiência do modelo, melhorando o coeficiente para 0.61. A infiltração no canal (CH\_K2, CH\_N2) e o fator de recessão do escoamento base foram ajustados (ALPHA\_BF) e melhoraram o coeficiente NS para 0.72. Ajustes mais finos entre os parâmetros mais sensíveis detectados (ALPHA\_BF, SOL\_AWC e CN2) propiciaram

um aumento significativo do NS para 0.90. Outras tentativas exaustivas de ajustes não resultaram em aumento no coeficiente.

O processo de calibração seguiu a recomendação de Moriasi et al. (2007); Arnold et al. (2012) para a sequência de parâmetros físicos e de processo a serem analisados e alterados, onde Aqnouy et al. (2019) também utilizou o mesmo procedimento para uma microbacia rural no Marrocos obtendo coeficientes NS superiores a 0.8. Um processo que pode ser desenvolvido futuramente seria a otimização dos parâmetros por meio da execução de mais iterações combinadas por meio de programas e softwares específicos. Moriasi et al. (2007); Huang et al. (2009); Lam et al. (2010) consideram que coeficientes NS acima de 0.6 correspondem a modelos com boa capacidade de predição da vazão, logo para o estudo aqui desenvolvido, o NS igual a 0.9 foi considerado satisfatório.

Tabela 6.1: Tabela com os parâmetros calibrados para a bacia do Rio Verde.

Constante	Descrição	Unidade	Método de calibração	Valores calibrados
SOL_AWC	Capacidade de água disponível no solo	mm H <sub>2</sub> O por mm solo	Mudança Relativa	0.25
GW_DELAY	Tempo de retardo do escoamento subterrâneo	dia	Mudança Relativa	0.5
RCHRG_DP	Percentual de água percolada para o aquífero	percentual	Mudança Relativa	0.1
GW_REVAP	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea	dia	Substituição	0.01
CN2	Curva Número (SCS)	-	Mudança Relativa	0.46
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva no canal principal	mm.hr	Substituição	35
ESCO	Fator de compensação da evaporação do solo	-	Substituição	0.7
ALPHA_BF	Fator de recessão do escoamento de base	dia	Substituição	0.02
CH_N2	Coefficiente de Manning para o canal principal	-	Substituição	0.3
REVAPMN	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação	mm	Substituição	1.8
GWQMN	Profundidade limite da água no aquífero raso pra ocorrer fluxo de retorno	mm	Substituição	200

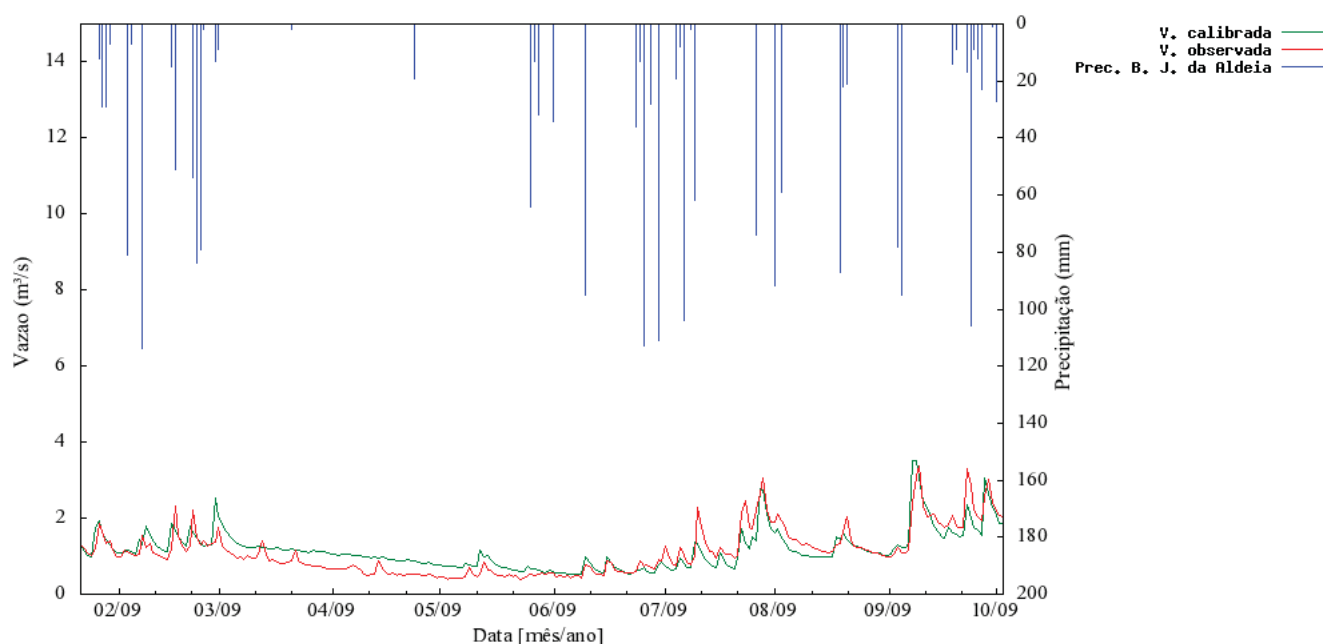


Figura 6.2: Gráfico chuva-vazão da estação a montante do reservatório com as vazões observada e calibrada.

Com o modelo hidrológico calibrado, as cargas de nutrientes de cada tributário do reservatório e as cargas difusas foram somadas para compor os fluxos de entrada do balanço de massa.

Entre os anos de 2008 e 2009 foram realizadas medições em alguns tributários do reservatório para concentrações de fósforo total e nitrogênio kedjal, os resultados (tabela 6.2) destas medições pontuais estão na mesma ordem de grandeza dos valores simulados mas não são similares, dado que o modelo possui limitações, como a falta de calibração por ausência de séries de dados de concentrações dos nutrientes representativas. Ressalta-se ainda que mesmo com as diferenças, a comparação se dá entre as médias das concentrações medidas (uma medição mensal, entre junho de 2008 e janeiro de 2009) e as médias da simulação com dados diários (no mesmo período dos dados medidos).

Tabela 6.2: Concentrações medidas e simuladas (em  $\text{mg.L}^{-1}$ ) para os tributários contribuintes do reservatório do Rio Verde.

Subbacia	Medido		Simulado	
	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Nitrogênio Total
14	0.088	1.780	0.940	6.190
9	0.216	1.897	0.798	5.330
11	0.088	1.458	0.781	5.380
12	0.107	1.365	0.784	5.420
17	0.138	1.105	0.592	6.910
15	0.139	1.277	0.826	6.440

A concentração dos nutrientes no reservatório é função também do volume do reservatório. Moss et al. (2011) e Rocha Junior et al. (2018) ressaltam que eventos de precipitação intensa associados ao uso intensivo do solo de forma inadequada propiciam o aumento das concentrações de nutrientes e favorecem a eutrofização. A figura 6.3 mostra a variação do volume do reservatório do Rio Verde, entre o volume máximo e mínimo e as medidas de precipitação. A variação simulada considera que o reservatório não opera a fio d'água (onde o funcionamento a fio d'água pode ocorrer na maior parte do tempo (Cunha et al., 2011)) e é similar a simulação realizada por Cunha et al. (2011) considerando o aumento da demanda de abastecimento por parte industrial e público.

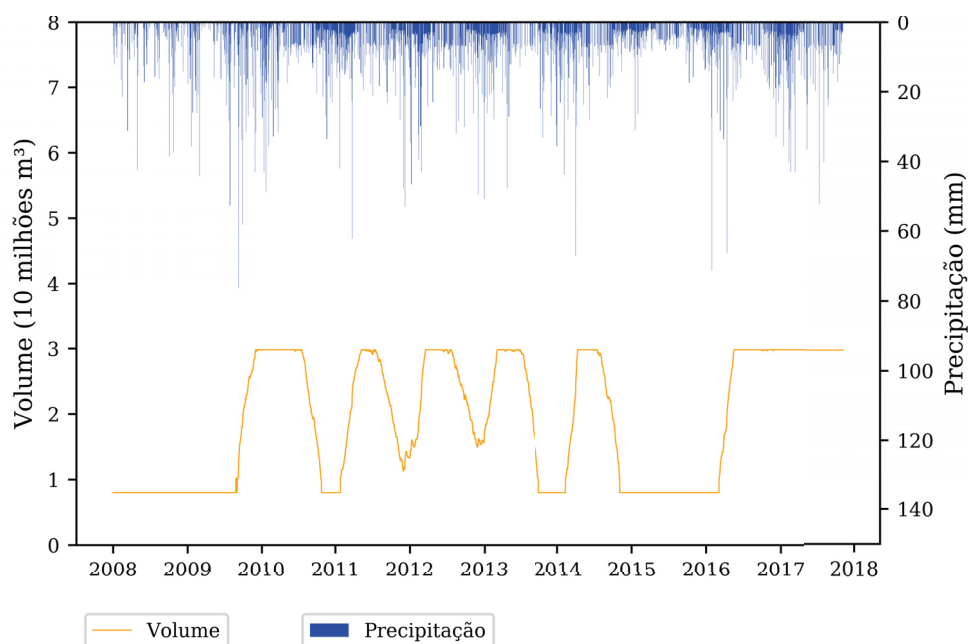


Figura 6.3: Volume do reservatório do Rio Verde e precipitação da estação de Bateias para todo o período da simulação entre 2008 e 2018.

As Figuras 6.4, 6.5 e 6.6 mostram o resultado do balanço e consumo biológico dos nutrientes para cada cenário, com as variações nas séries temporais de fósforo e nitrogênio para o período completo da simulação entre os anos de 2008 e 2018. As concentrações variam ao longo dos anos apresentando picos de concentrações nos meses mais chuvosos geralmente, para ambos nutrientes.

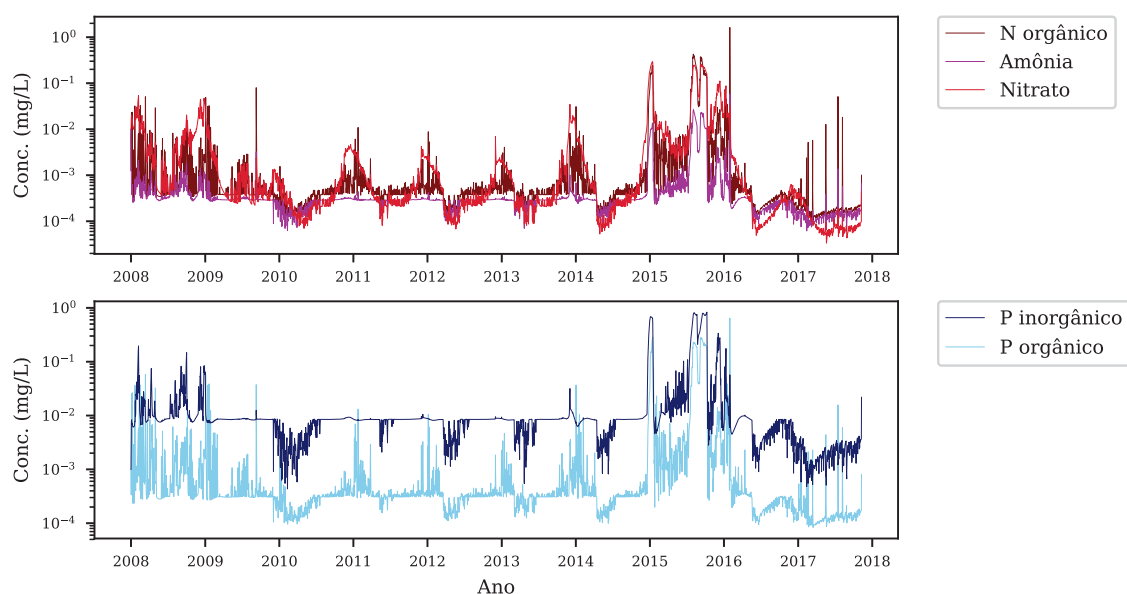


Figura 6.4: Séries temporais das concentrações de fósforo e nitrogênio para o cenário atual calculadas pelo modelo.

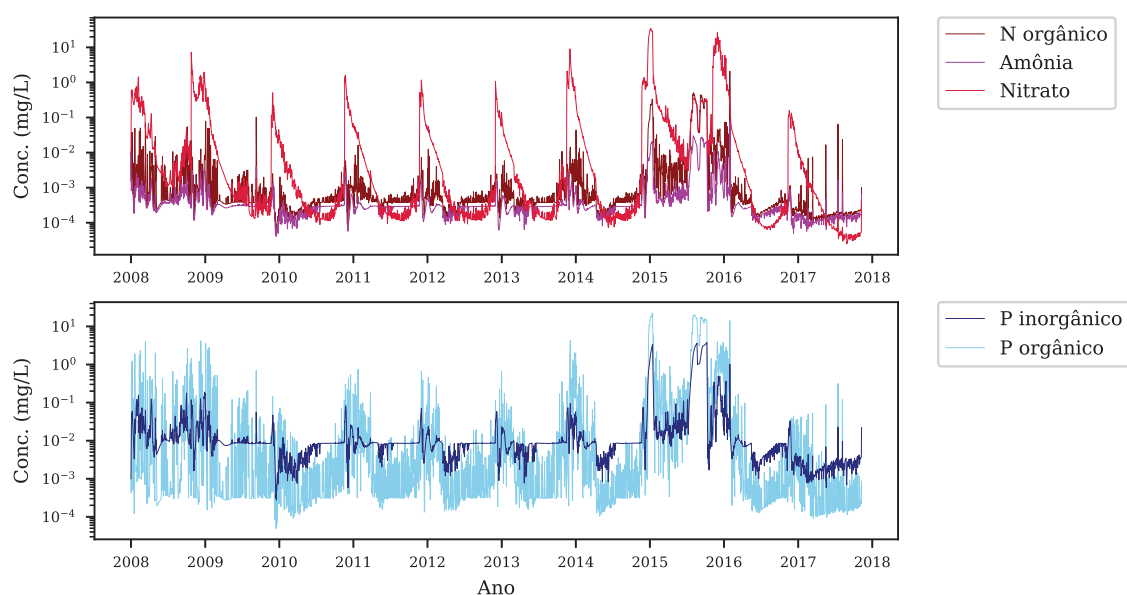


Figura 6.5: Séries temporais das concentrações de fósforo e nitrogênio para o cenário 1 calculadas pelo modelo. O cenário 1 considera que metade da área das florestas foi ocupada por agricultura.

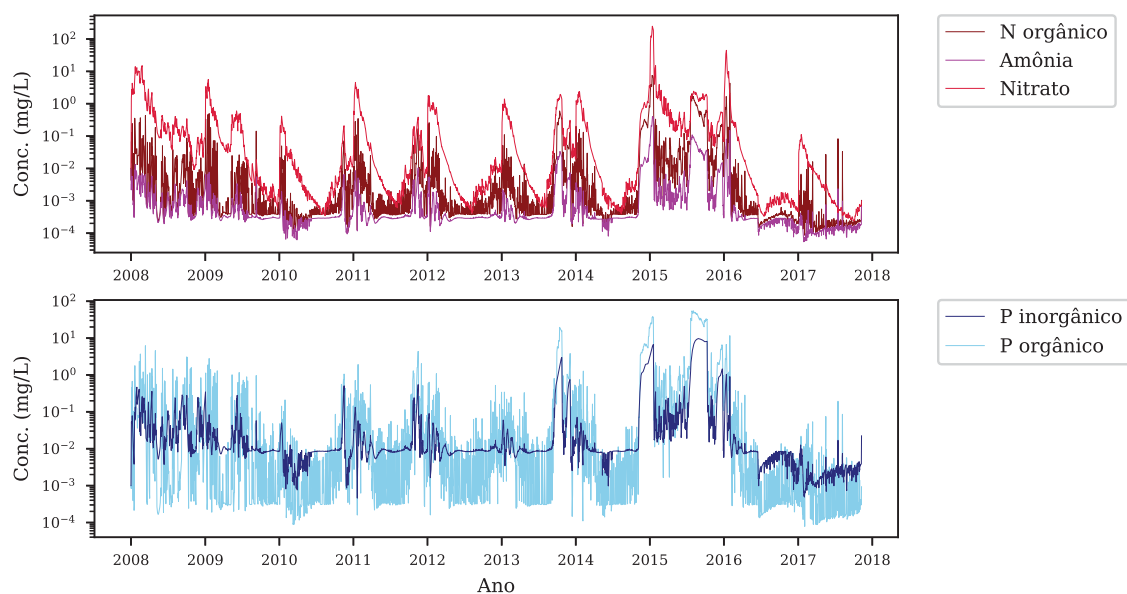


Figura 6.6: Séries temporais das concentrações de fósforo e nitrogênio para o cenário 2 calculadas pelo modelo. O cenário 2 considera que toda a área das florestas foi ocupada por agricultura.

Nota-se pelas Figuras 6.4, 6.5 e 6.6 que o cenário 1, apresenta, em relação ao cenário atual, um aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio. O cenário 2, resulta em cargas de fósforo e nitrogênio com magnitudes muito elevadas quando comparada aos outros cenários (até 10 vezes maior). A distribuição espacial das concentrações por subbacias pode ser vista na figura 6.7 evidenciando os possíveis valores máximos que poderiam ser atingidos e seus possíveis efeitos na qualidade da água do reservatório.



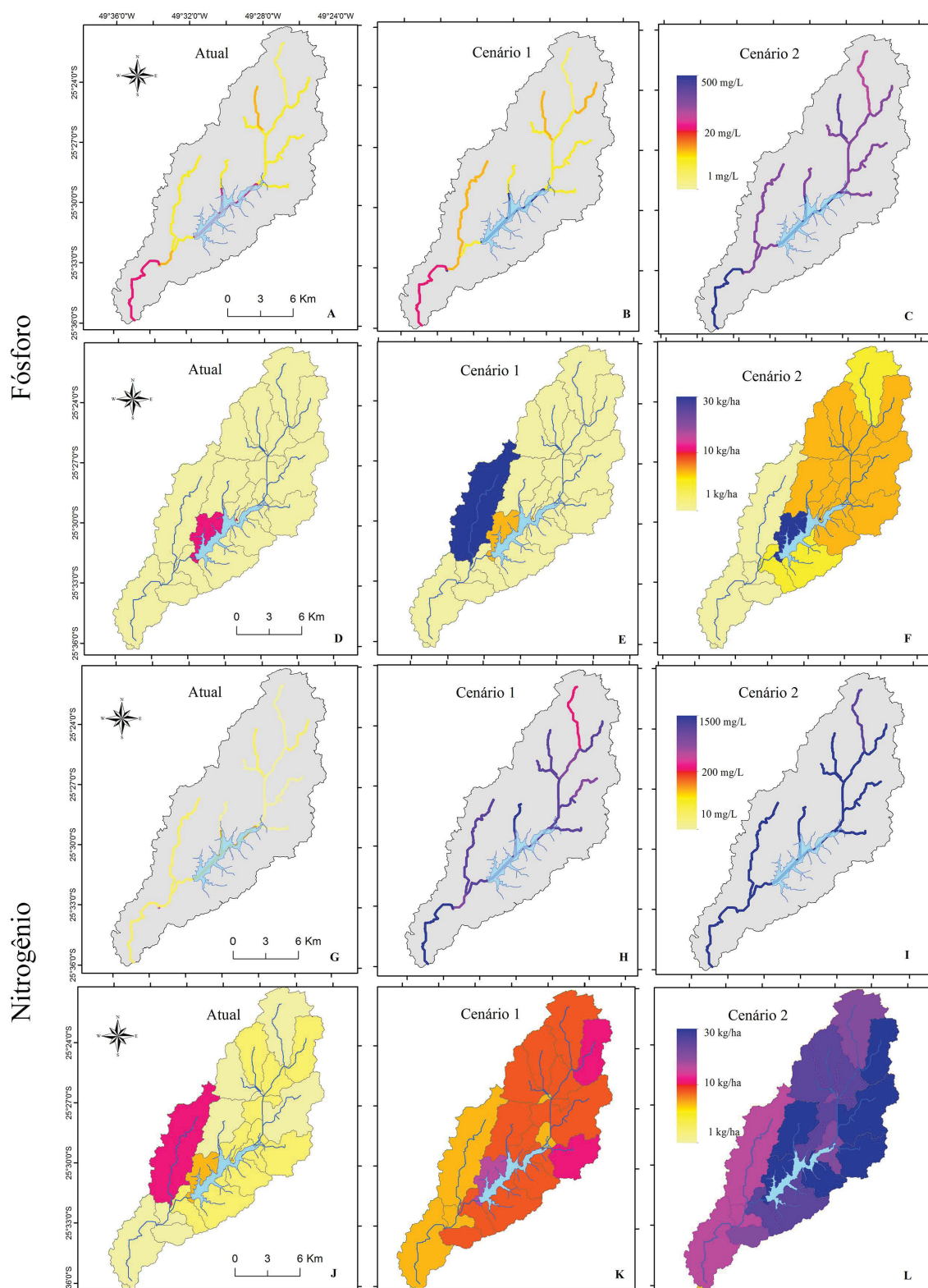


Figura 6.7: Mapas das concentrações médias anuais de fósforo (A a F) e nitrogênio total (G a L) dos cenários por rios e subbacias do Rio Verde.

A distribuição das concentrações (figura 6.7) de fósforo total por rios (A a C) e subbacias (D a F) aumenta do cenário atual ao cenário 2, com maiores variações na subbacia correspondente a área mais urbanizada e nas subbacias onde a havia uma maior

proporção de áreas florestadas, que foram removidas totalmente no cenário 2. Para o nitrogênio total, é verificado um aumento nas concentrações por rios (G a I) e subbacias (J a L), apresentando mais subbacias com valores críticos, em relação às concentrações de fósforo.

Para compreender melhor a distribuição das concentrações dos nutrientes, o boxplot com a média e a distribuição dos dados são apresentados na figura 6.8. A normalidade dos dados foi avaliada pelos testes de Levene e Shapiro, cujo *p-value* foi menor que 0.05 para todos os testes. Dessa forma, procedeu-se uma comparação para todos os nutrientes entre cenários e verificar se eles diferem na média, com a hipótese nula considerando que as médias são iguais entre si e não há diferença entre as concentrações dos cenários, e a hipótese teste considerando que as médias são diferentes e há diferença significativa entre os cenários. Assim, foi realizado um teste de Welch para comparação das concentrações entre os cenários, cujos resultados (*p-value* menor que 0.01) confirmaram a hipótese teste.

A variação nas concentrações dos nutrientes é devido em parte pela dinâmica entre o fitoplâncton e zooplâncton no modelo acoplado. Para cada um dos cenários foram simuladas as interações dos grupos de fitoplâncton e zooplâncton pelo modelo descrito na seção 4.2. É esperado que dado um estado inicial, a variação dos grupos apresente comportamento cíclico e quando há um distúrbio pode haver uma resposta diferenciada dos grupos. Como as concentrações variam diariamente, o modelo causa perturbações diárias, calculadas com um incremento de 0.1 dia no tempo.

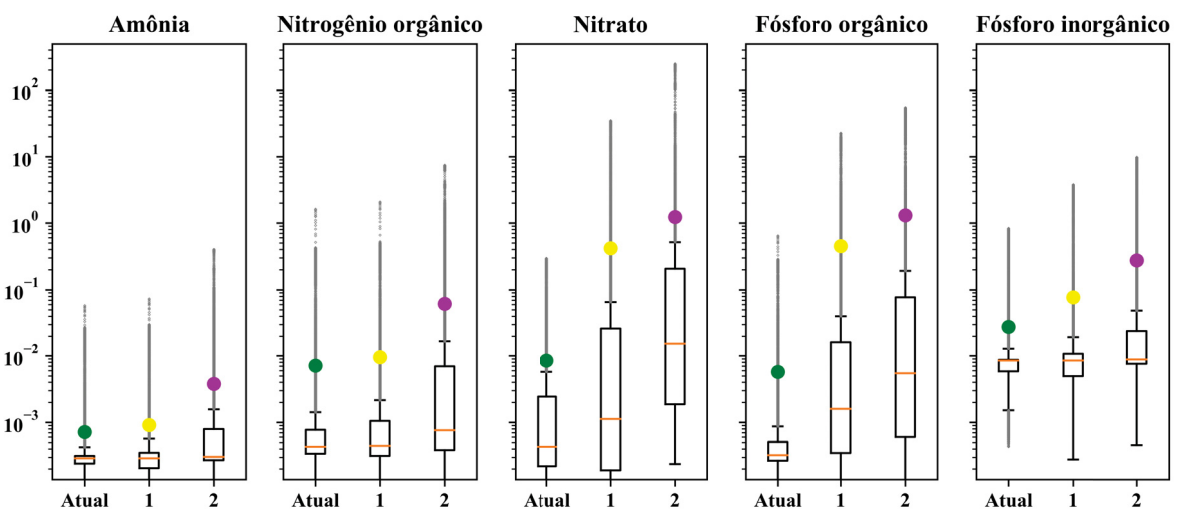


Figura 6.8: Médias e Boxplot das concentrações dos íons amônia, nitrogênio orgânico, íons nitrato, fósforo orgânico e fósforo inorgânico para os cenários atual (verde), 1 (amarelo) e 2 (magenta).

## 6.2 Modelo Ecológico

A dinâmica entre os grupos, obtida pelo modelo ecológico, para cada cenário é apresentada na figura 6.9 ao longo do tempo. Conforme o aumento das cargas de nutrientes entre os cenários, os distúrbios aumentam e se refletem na dinâmica dos grupos, seguindo o padrão ecológico conforme mostrado por Townsend et al. (2008) e Fragoso Jr et al. (2009).

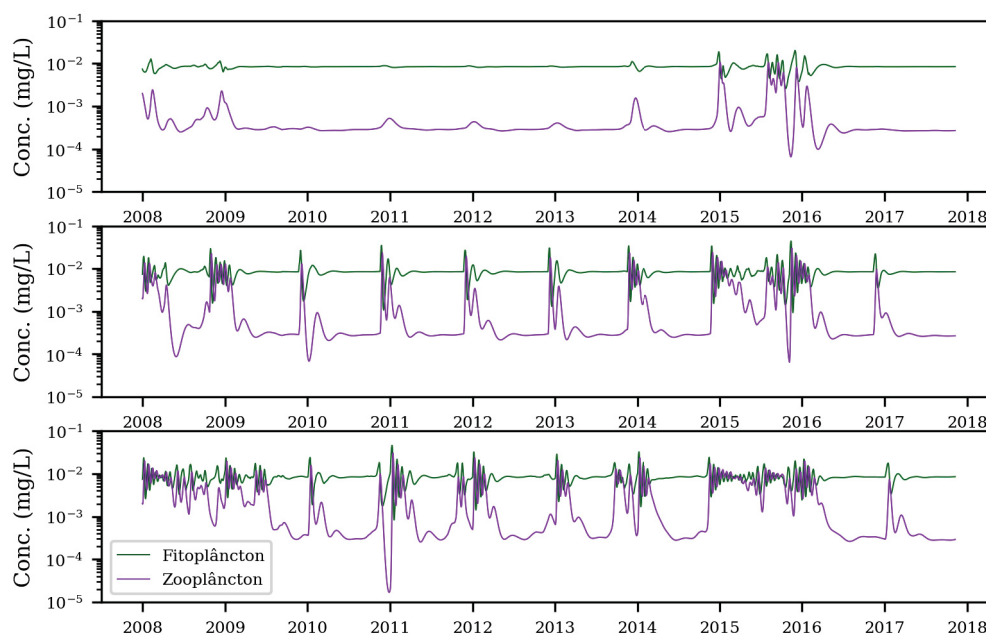


Figura 6.9: Resultado das simulações da dinâmica entre os grupos de fitoplâncton e zooplâncton para cada cenário. (De cima para baixo: cenário atual, cenário 1 e cenário 2)

Mishra et al. (2019) encontrou forte correlação entre altas concentrações de nitrato e fitoplâncton, mais fortemente associada a cianofíceas. O estudo sugere que possivelmente independente de fatores como temperatura, este tipo de fitoplâncton prolifera em altas concentrações de nutrientes, sendo que estas altas concentrações estão associadas ao regime de precipitação na bacia hidrográfica a qual o reservatório está inserido, corroborando com os cenários apresentados neste estudo.

Nos estudos de Merel et al. (2013) e Visser et al. (2016) é evidente os problemas que os *blooms* de algas causam na qualidade da água, desde inviabilização no tratamento da água até intoxicação de animais e seres humanos. Mishra et al. (2019) ainda ressaltam que muitos modelos focam na diversidade fitoplanctonica e pouco nas interações abióticas para avaliar as variações dos grupos. Apesar da biodiversidade não ser um indicador considerado neste estudo, fica evidente a importância da detecção das variações dos grupos aqui encontradas.

O aumento ao longo do tempo das variações nas concentrações de fitoplâncton e zooplâncton entre os cenários, indica que os distúrbios na bacia hidrográfica refletem diretamente no reservatório. Quando há a abordagem de compreender a resposta das

variações do fitoplâncton em bacias hidrográficas, principalmente considerando o impacto da agricultura, o excesso de biomassa fitoplanctonica pode levar a processos de eutrofização comprometendo a qualidade da água (Johnes, 1996; Kuo et al., 2007), sendo um indicador de resposta rápida em relação a macrófitas aquáticas, por exemplo (Marchetto et al., 2009).

Entre os anos de 2008 e 2009, Fernandes et al. (2011) realizaram medições mensais das concentrações de clorofila-a, fósforo e nitrogênio total em dois pontos do reservatório. A média destas medições e a simulação destes parâmetros para o cenário atual estão representadas na figura 6.10. As constantes do modelo ecológico foram calibradas manualmente de forma que a média da clorofila-a (que corresponde a concentração da biomassa fitoplânctonica) medida coincidissem com a média simulada.

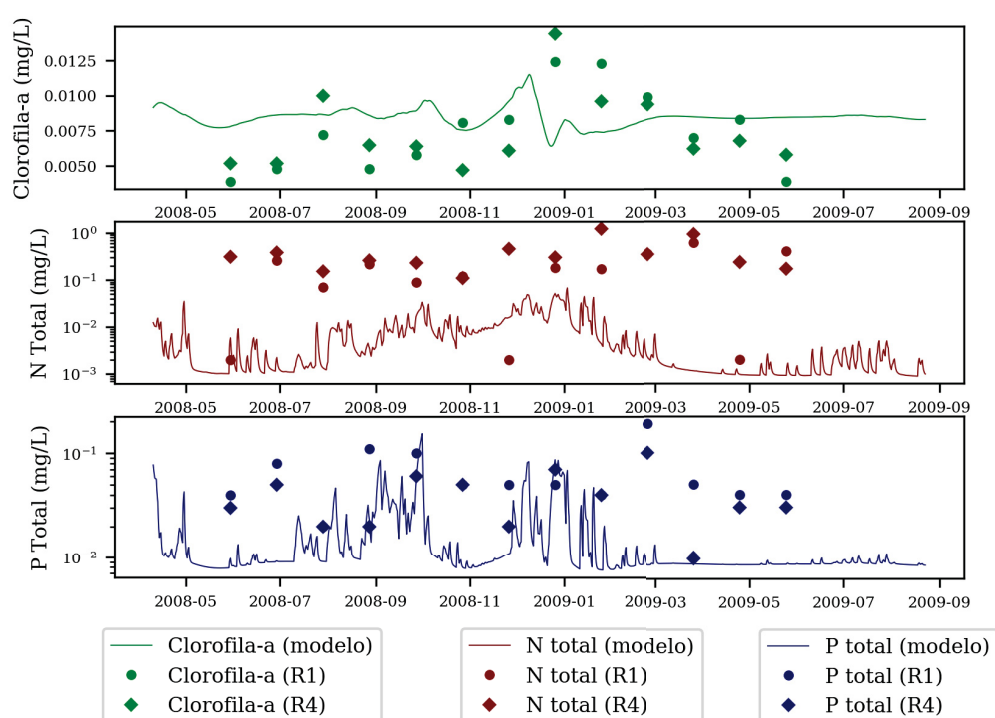


Figura 6.10: Gráficos das concentrações totais medidas e simuladas de fitoplâncton (verde), fósforo (azul) e nitrogênio (vermelho) para o cenário atual

A relação N:P adotada para este estudo é a mesma utilizada nos trabalhos de Kratzer e Brezonik (1981) e Lamparelli (2004). Estes estudos consideram a limitação por nitrogênio quando a razão é menor que 10. Os estudos de Braga (2006); Freire (2007); Cotovicz Junior et al. (2013); Vidal e Neto (2014) no Brasil, também verificaram que o nitrogênio é nutriente limitante e ainda que quando as razões estão abaixo de 15 pode haver o favorecimento do crescimento de cianofíceas (Havens et al., 2003; Vidal e Neto, 2014). A relação N:P com os dados medidos está ilustrada na Figura 6.11, onde a limitação por nitrogênio ocorre na maior parte dos casos entre junho de 2008 a junho de 2009.

Todos os cenários simulados apresentam uma forte tendência a limitação pelo nitrogênio, maior do que em relação ao fósforo, assim como os valores medidos por Cunha et al. (2011) para a mesma bacia no ano de 2010.

Ainda no que se refere à modelagem hidrodinâmica do fitoplâncton desenvolvida por Cunha et al. (2011), as condições de contorno utilizadas foram limitadas a concentrações médias de nitrogênio e fósforo. Os autores supracitados concluíram que a clorofila-a não foi considerada bom indicador de variações na qualidade da água quando correlacionada com as variações nas concentrações de cargas poluidoras. Discorda-se da última afirmação pois a consideração de somente um nutriente limitante sem a avaliação das relações N:P pode conduzir neste caso a análises imprecisas, sendo que é necessário considerar as correções e proposições de outros estudos com grande base de dados para o Brasil em regiões tropicais e subtropicais (Toledo et al., 1983; Mercante e Tucci-Moura, 1999; Lamparelli, 2004) quando a avaliação segue pela ótica de limitação de nutrientes. Ressalta-se que outros fatores como luminosidade, movimentação fitoplanctônica na coluna d'água e a demanda de oxigênio não foram consideradas neste estudo e também podem ser relevantes na limitação do crescimento algal.

Foi postulada a associação de que a limitação de fósforo para reservatórios é crítica, principalmente para aqueles reservatórios que recebiam altas cargas de nitrogênio oriundo das aplicações de fertilizantes na agricultura e de efluentes sanitários (Wetzel, 2001; Brönmark e Hansson, 2017). Desde então, como retratado na revisão de Sterner (2008) indicadores de qualidade da água foram baseados nesta premissa de dependência principal em relação ao fósforo.

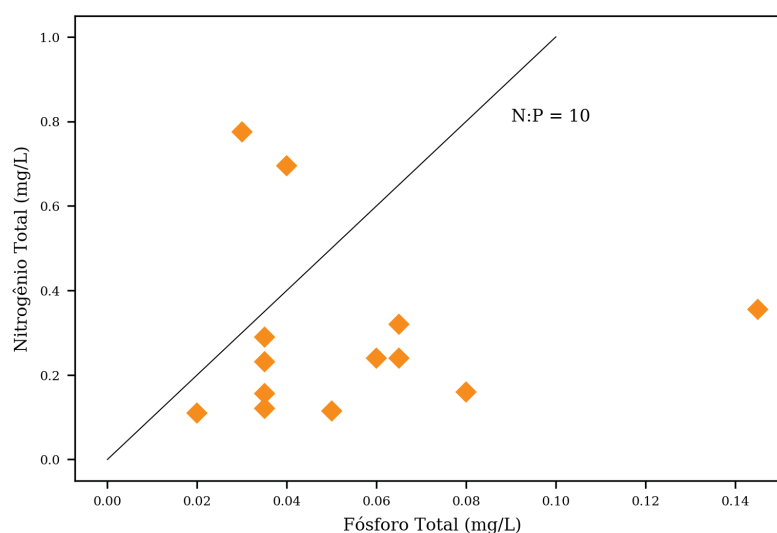


Figura 6.11: Gráficos das concentrações totais medidas fósforo e nitrogênio

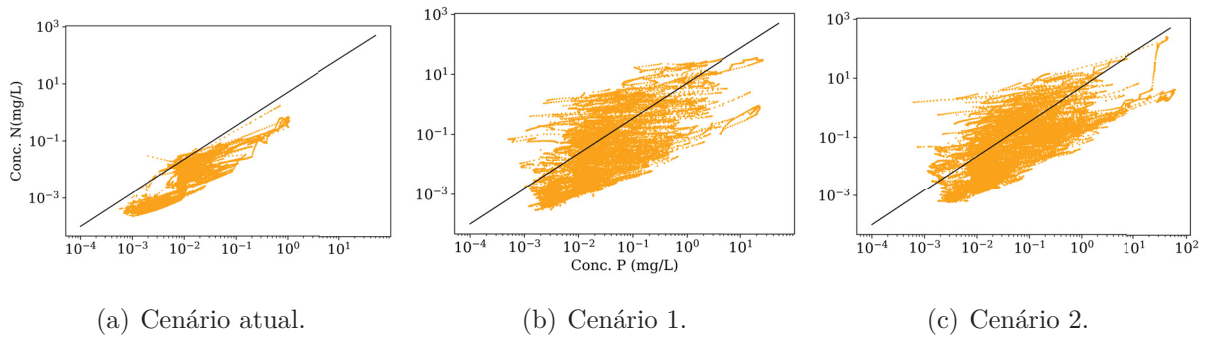


Figura 6.12: Gráficos da relação N:P para os cenários propostos do modelo hidroecológico da bacia do Rio Verde no período de 2008 a 2018.

De acordo com a resolução 357 da Conama (CONAMA, 2005) que regulamenta os padrões de qualidade da água, considerando a classe 2 que permite seu uso para abastecimento humano com tratamento convencional, os valores máximos permitidos em ambientes lânticos para clorofila-a, fósforo e nitrogênio totais são  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ ,  $0.03 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $10.0 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Para os cenários 1 e 2, as concentrações se mantêm em grande parte do tempo acima dos padrões da resolução, indicando deterioração na qualidade da água.

O gráfico da figura 6.13 mostra as relações entre nitrogênio e fósforo em lagos com altas concentrações de nutrientes com os resultados das simulações das concentrações para cada cenário em escala log para TN, TP e Clorofila-a. Este formato de visualização permite entender as faixas onde a biomassa responde às concentrações dos nutrientes.

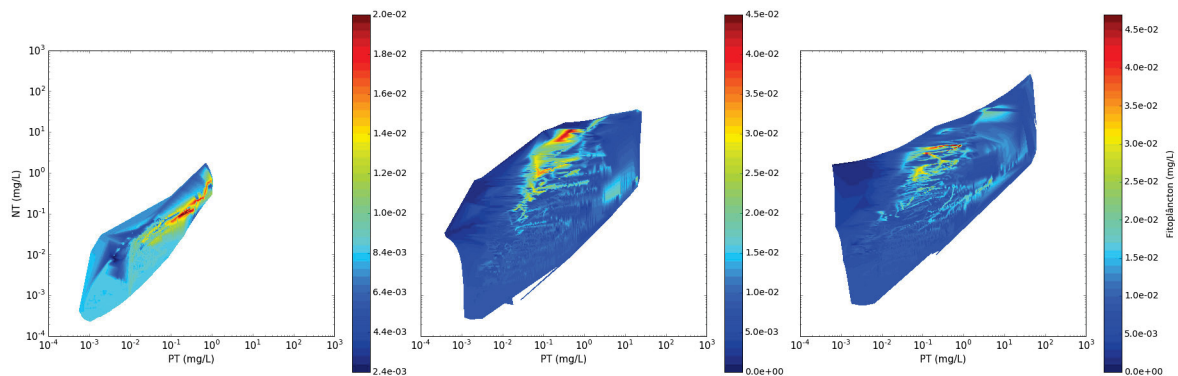


Figura 6.13: Relação entre as concentrações simuladas de fósforo e nitrogênio (eixos x e y) com a concentração de clorofila-a correspondente (escala de cor).

Na figura 6.13 as cores quentes indicam maior concentração de fitoplâncton enquanto as cores frias indicam baixa concentração. Observa-se que há regiões em todos os cenários que não há resposta expressiva do crescimento da biomassa fitoplanctônica, mesmo quando a concentração dos nutrientes é bastante elevada, sugerindo que em níveis muito elevados os nutrientes, principalmente o nitrogênio na forma de nitrato pode ser tóxico ao desenvolvimento algal Filstrup e Downing (2017).



O padrão de limitação por fósforo em muitos lagos temperados, profundos e estratificados é evidenciado no trabalho de Søndergaard et al. (2017). Porém, uma tendência de co-limitação (por nitrogênio e fósforo) em lagos rasos tende a explicar melhor os processos de crescimento do fitoplâncton (Søndergaard et al., 2017; Filstrup e Downing, 2017). Essa tendência pode ser verificada nos resultados obtidos pelas simulações dos cenários para o reservatório do Rio Verde.

### 6.3 Avaliação do estado trófico

Medições diárias de fósforo, clorofila-a, nitrogênio, entre outros, já foram consideradas dispendiosas no monitoramento de reservatórios, e um indicador que limite o número de parâmetros a serem medidos é bastante prático e atrativo (Carlson, 1977). Porém, cada reservatório é singular e possui características próprias determinadas pela bacia a qual está inserido, processo de construção, tempo de retenção, usos de abastecimento e ocupação do solo (Mercante e Tucci-Moura, 1999).

Com o avanço da tecnologia, as informações podem ser processadas mais rapidamente e em maior volume, e o uso de modelos como ferramenta de gestão torna-se chave para compreender os processos intrínsecos dos reservatórios. Apesar das limitações intrínsecas dos modelos, estes podem trazer resultados importantes para tomada de decisão e previsão de eventos (bloom de algas por exemplo), e portanto, uma gestão mais efetiva e visando a melhoria da qualidade da água para abastecimento público.

Considerando esta abordagem, os cenários e as respectivas concentrações de nitrogênio, fósforo e clorofila-a foram utilizadas para cálculo do índice de estado trófico. O índice proposto também foi calculado, como forma de comparar a sensibilidade dos modelos e encontrar um indicador representativo utilizando o estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Verde.

O índice de estado trófico foi calculado diariamente para cada cenário, assim como o IET modificado (que inclui a concentração de nitrogênio na média), para analisar a variação dos graus de trofia ao longo do tempo. A dinâmica do fitoplâncton e zooplâncton também foram adicionadas às figuras 6.14, 6.15 e 6.16 e as concentrações totais de fósforo e nitrogênio, para comparação entre a variação das concentrações dos parâmetros de entrada dos IET's.

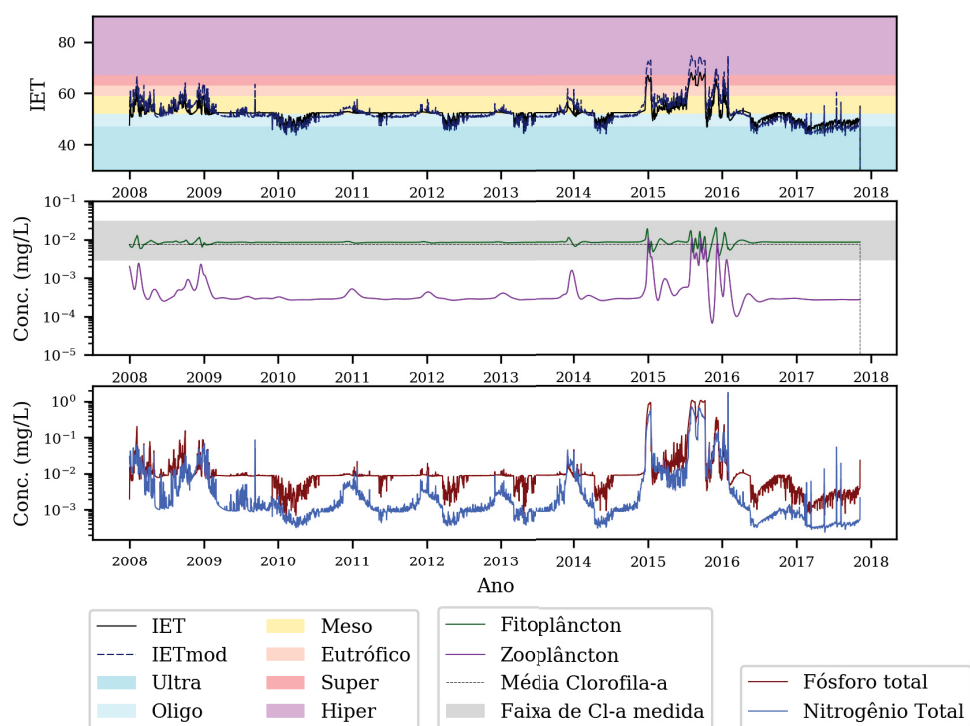


Figura 6.14: Gráficos dos IET's com as variações da dinâmica fito-zoo e concentrações totais de fósforo e nitrogênio para o cenário atual

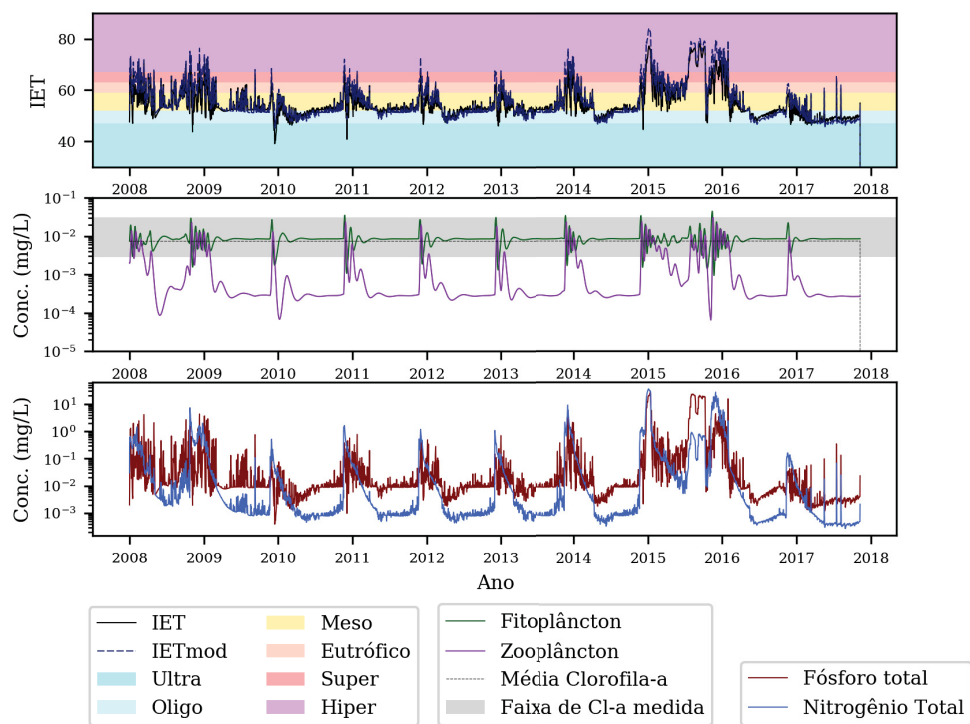


Figura 6.15: Gráficos dos IET's com as variações da dinâmica fito-zoo e concentrações totais de fósforo e nitrogênio para o cenário com metade das florestas ocupadas por agricultura



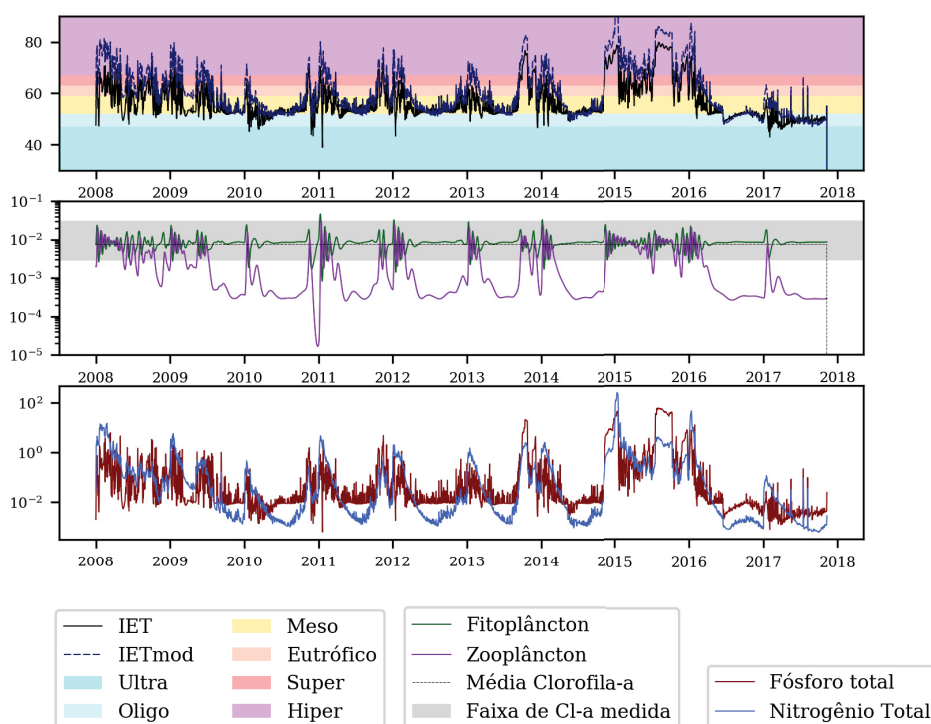


Figura 6.16: Gráficos dos IET's com as variações da dinâmica fito-zoo e concentrações totais de fósforo e nitrogênio para o cenário com uso apenas de agricultura

A interação entre variação no uso do solo na bacia hidrográfica e seus impactos nos reservatórios, com uma perspectiva ecológica, foi abordada por Soranno et al. (1996). O estudo abordou as diferenças de cargas oriundas de florestas, áreas urbanas e agricultáveis, constatando que a interferência antrópica causa impactos negativos na qualidade da água favorecendo o processo de eutrofização.

Soranno et al. (2015) mais recentemente considerou o nitrogênio total para realizar diagnósticos relacionando a variabilidade espacial do uso do solo, tamanho da bacia hidrográfica e reservatório (e/ou lago), ressaltando a importância de se considerar os dois nutrientes, mesmo com dados muitas vezes escassos.

A tabela 6.3 mostra o número de dias em cada estado trófico por cenário e por IET para todo o período da simulação de 2008 a 2018 (3600 dias). Para verificar se houve diferença estatística significativa entre as médias dos IET's por cenário, primeiro foi realizado um teste de normalidade Shapiro e Levene e depois uma comparação pelo teste de Welch, onde a hipótese nula foi que as médias são iguais e a hipótese teste de que as médias são diferentes. Dessa forma, caso p-value seja menor que 0.05, as médias dos índices são diferentes entre si. A tabela 6.4 apresenta estes resultados, onde a distribuição dos dados foi verificada como não normal para todos os IET's. Quando os índices foram comparados entre si por cenários, no cenário atual não houve diferença estatística significativa entre o IET e o  $IET_{mod}$ . Nos cenários 1 e 2 o resultado mostrou que há diferença entre o IET e o  $IET_{mod}$  e que a média do  $IET_{mod}$  tende a ser maior.

A figura 6.17 traz uma representação da variação dos dias em que o reservatório foi classificado em cada grau de trofia. Entre o cenário atual e o cenário 1 há grande diferença entre as classificações, em que o IET atual tende a não detectar as altas cargas de nutrientes e a piora da qualidade da água. A classificação pelo índice proposto se apresenta mais distribuída em relação ao atual, respondendo as variações no uso do solo na bacia entre os cenários.

Tabela 6.3: Número de dias em cada estado trófico para os cenários de acordo com cada IET.

Estado trófico	Cenário Atual		Cenário 50 AGR		Cenário 100AGR	
	IET	IET <sub>mod</sub>	IET	IET <sub>mod</sub>	IET	IET <sub>mod</sub>
Ultraoligotrófico	91	384	30	36	40	1
Oligotrófico	1039	1810	1006	1528	661	603
Mesotrófico	2307	1111	1941	1152	1860	1336
Eutrófico	53	137	309	346	431	368
Supereutrófico	89	38	138	229	275	394
Hipereutrófico	21	120	176	309	333	898

Tabela 6.4: Resultados das estatísticas descritivas e comparativas entre os IET's calculados para cada cenário.

		Média	Desvio Padrão (+/-)	Intervalo de Confiança (95%)		Normalidade Levenne (p-value)	Welch (p-value)
Cenário Atual	IET	52.39	3.38	52.35 -	52.42	0.00	0.69
	IET mod	52.40	5.14	52.35 -	52.45	0.00	
Cenário 1	IET	54.59	5.72	54.53 -	54.65	0.00	0.00
	IET mod	55.50	7.20	55.42 -	55.57	0.00	
Cenário 2	IET	56.66	6.92	56.59 -	56.74	0.00	0.00
	IET mod	60.63	9.38	60.54 -	60.73	0.00	

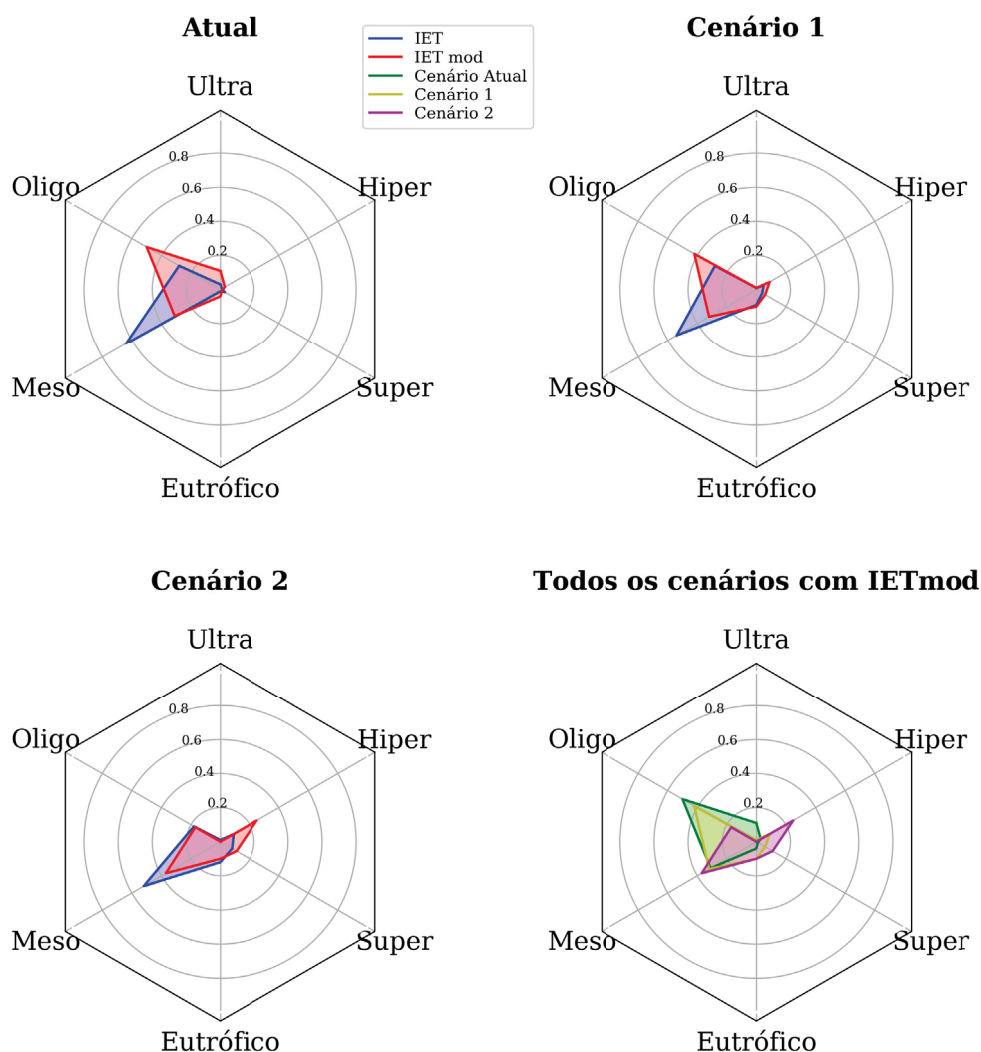


Figura 6.17: Gráfico radial comparando a variação das classificações das classes de trofia entre os Índices de Estado Tróficos (Atual e Modificado) para os 3 cenários propostos, e a comparação entre os cenários apenas com o IET modificado.

No cenário atual, os dois índices produzem resultados similares para os graus de trofia e classificam o reservatório como mesotrófico, o que pode indicar que não há tendência em superestima do índice proposto e é compatível com a classificação do relatório do Instituto Águas Paraná para o período entre 2005 e 2013 (IAP, 2017). Nos cenários 1 e 2 o índice proposto apresentou médias maiores que o índice atual (mesotrófico), indicando um estado de trofia mais elevado (eutrófico).

Para avaliar a tendência da variação do uso do solo ao longo do tempo, as proporções de uso e ocupação em três períodos distintos (1976, 2000 e 2009) levantados pelo projeto Rio Verde foram apresentadas na figura 6.18. De acordo com o comportamento exibido, há um indicativo da diminuição das áreas florestadas em relação às áreas agricultáveis e urbana. Seguindo esta taxa de variação das áreas agricultáveis e florestadas, em

aproximadamente 84 anos o cenário proposto 1 poderia se tornar realidade, e em 175 anos o cenário 2.

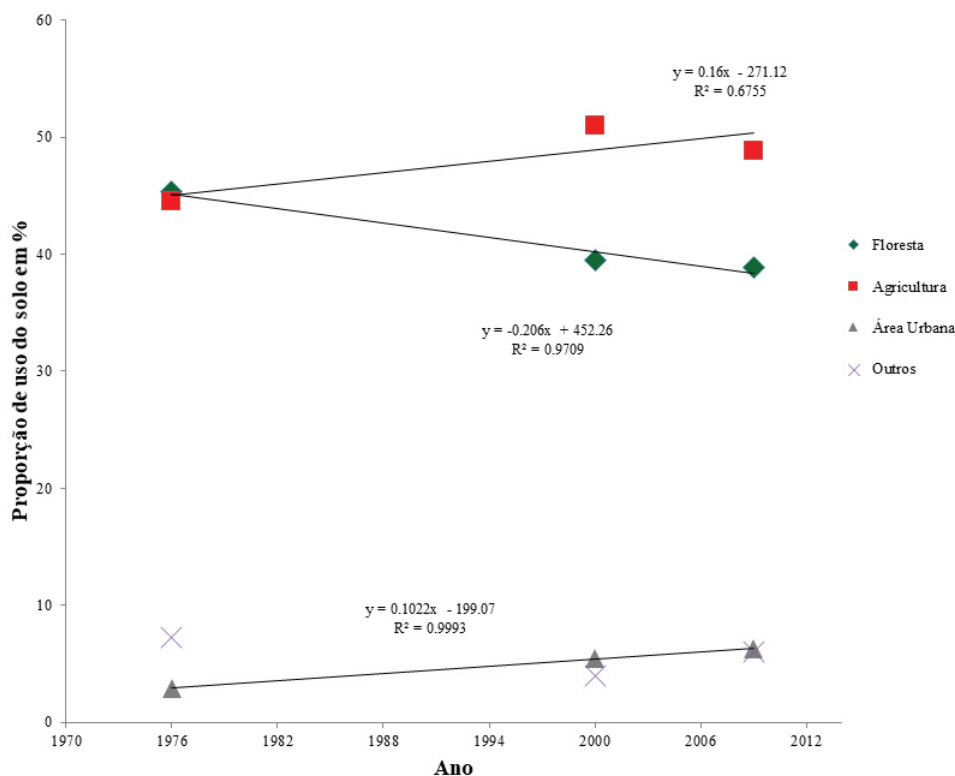


Figura 6.18: Proporções do uso do solo na bacia do Rio Verde para os anos de 1976, 2000 e 2009.

O grupo de fitoplâncton das cianofíceas (também conhecidas como algas verdes e azuis), apresenta uma tendência a se proliferar e dominar em ambientes com baixa razão N:P, de acordo com Tilman et al. (1982). Dessa forma, mesmo que índices de estado trófico não indiquem medidas de diversidade da comunidade fitoplanctônica, há um indicativo dos problemas nos quais altas concentrações dessas algas podem adicionar além do incremento de biomassa, como a produção de toxinas (Tilman et al., 1982; Johnes, 1996; Kuo et al., 2007). Assim para o reservatório do Rio Verde, que é utilizado para abastecimento público, a detecção destas mudanças bióticas e abióticas fica mais evidente com alterações no uso do solo. Justifica-se desta forma, que a diferença na classificação entre os cenários é importante para mostrar o impacto da variação do uso do solo na qualidade da água, em que o aumento nas cargas de nutrientes na bacia gerou um aumento significativo nas concentrações dos mesmos no reservatório.

## 7 Conclusão

A consideração da variação do uso do solo é tão importante quanto compreender os processos aquáticos localmente, pois as dinâmicas associadas a estas variações podem implicar em perdas de biodiversidade, detrimento da qualidade do solo, aumento dos processos erosivos, entre outros (Lambin et al., 2003; Steffen et al., 2006; Wilson, 2015).

Para avaliar melhor a variação da diversidade do fitoplâncton, incluir um modelo de competição para diferenciar as concentrações dos principais grupos fitoplânctônicos (clorófitas, diatomeas e cianófitas) pode ser uma alternativa, e a taxa de crescimento da biomassa também pode ser melhorada, ao incorporar a influência da luminosidade e movimentação do fitoplâncton na coluna d'água, possibilitando desta forma a avaliação das respostas das variações bióticas com o objetivo das medidas mais efetivas de gestão. O monitoramento contínuo das concentrações de nutrientes nos afluentes do reservatório também é recomendado para calibração e validação da parte hidrológica do modelo.

Entretanto, mesmo com as limitações apresentadas, o modelo 0D distribuído (0DD) desenvolvido neste estudo consegue captar a variação espacial na bacia hidrográfica do Rio Verde e permite a avaliação concentrada do reservatório em um ponto médio com uma dinâmica de dois grupos (fitoplâncton e zooplâncton), dispensando a necessidade de um banco de dados robusto e muitas vezes não disponível, que é empregado comumente em modelos 2D e 3D.

Uma outra abordagem para aplicação do modelo 0DD pode ser para índices como o Índice da Capacidade de Produzir Água Limpa dentro de uma bacia hidrográfica de Rozario et al. (2016).

O índice de estado trófico proposto neste estudo, para avaliar os cenários de bacias altamente impactadas, respondeu de forma diferente ao índice utilizado atualmente de Lamparelli (2004) onde ele foi sensível às mudanças do uso do solo nos cenários propostos. O reservatório do Rio Verde foi classificado como mesotrófico para o cenário atual e eutrófico para os cenários 1 e 2, mostrando que há impacto da variação do uso do solo na qualidade da água. Este índice tem o potencial de avaliar melhor os graus de trofia nos reservatórios em que há co-limitação de nutrientes para o fitoplâncton, considerando a metodologia aplicada neste estudo.

Além de complementar o modelo dado as limitações citadas anteriormente, trabalhos futuros podem ser desenvolvidos aplicando o modelo 0DD em reservatórios

profundos e rasos para verificar a capacidade de classificação do  $IET_{mod}$ , em bacias hidrográficas com vários reservatórios e verificar as variações dentro da bacia, além de outros cenários do uso do solo considerando formas de agricultura mais sustentáveis.

*O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - (Código de Financiamento 001)*

# Referências

- Abrahão, W., Costa, L., Mello, J. e Neves, J. (1998). Distribuição de frequência de tamanho da fração areia e compacidade relativa de solos desenvolvidos de sedimentos do grupo geológico barreiras. *Revista brasileira de ciência do solo*, 22(1):1–9.
- Adamovich, B., Zhukova, T., Mikheeva, T., Kovalevskaya, R. e Luk'yanova, E. (2016). Long-term variations of the trophic state index in the narochanskies lakes and its relation with the major hydroecological parameters. *Water resources*, 43(5):809–817.
- Alexander, R. B., Smith, R. A., Schwarz, G. E., Boyer, E. W., Nolan, J. V. e Brakebill, J. W. (2007). Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the gulf of mexico from the mississippi river basin. *Environmental science & technology*, 42(3):822–830.
- Ambrose, R. B., Wool, T. A., Martin, J. L. et al. (1993). The water quality analysis simulation program, wasp5, part a: Model documentation. *Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Athens, GA*.
- Aqnouy, M., El Messari, J. E. S., Ismail, H., Bouadila, A., Navarro, J. G. M., Loubna, B. e Mansour, M. R. A. (2019). Assessment of the swat model and the parameters affecting the flow simulation in the watershed of oued laou (northern morocco). *Journal of Ecological Engineering*, 20:4.
- Arhonditsis, G. B. e Brett, M. T. (2005). Eutrophication model for lake washington (usa): Part i. model description and sensitivity analysis. *Ecological modelling*, 187(2-3):140–178.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R., Van Griensven, A., Van Liew, M. W. et al. (2012). Swat: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4):1491–1508.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S. e Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part i: model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34(1):73–89.
- Arya, L. M. e Paris, J. F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data 1. *Soil Science Society of America Journal*, 45(6):1023–1030.

- Atilgan, A., Coskan, A., Isler, E. e Oz, H. (2009). Amounts of nitrogen and phosphorus related to agricultural pollution elements in egirdir lake. *Asian Journal of Chemistry*, 21(4):3107.
- Baldissera, G. C. (2005). Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica swat (soil and water assessment tool), para a bacia hidrográfica do rio cuiabá/mt. *Cuiabá-MT, Brazil: Universidade Federal do Mato Grosso*.
- Barbosa, J. E. d. L., Medeiros, E. S. F., Brasil, J., Cordeiro, R. d. S., Crispim, M. C. B. e Silva, G. H. G. d. (2012). Aquatic systems in semi-arid brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1):103–118.
- Berthon, V., Marchetto, A., Rimet, F., Dormia, E., Jenny, J.-P., Pignol, C. e Perga, M.-E. (2013). Trophic history of french sub-alpine lakes over the last ~ 150 years: phosphorus reconstruction and assessment of taphonomic biases. *Journal of Limnology*, 72(3):34.
- Bowie, G. L., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. R., Rupp, G. L., Johnson, K. M., Chan, P., Gherini, S. A., Chamberlin, C. E. et al. (1985). Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling. *EPA*, 600:3–85.
- Braga, E. (2006). De as determinação dos compostos inorgânicos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total, na água do açude gavião, e sua contribuição para a eutrofização.
- Brönmark, C. e Hansson, L.-A. (2017). *The biology of lakes and ponds*. Oxford University Press.
- Brown, L. C. e Barnwell, T. O. (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual*. US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory Athens, Georgia.
- Browning, G., Parish, C. e Glass, J. (1947). method for determining the use of limitations of rotation and conservation practices in the control of soil erosion in iowa. *Journal of the American Society of agronomy*.
- Bucak, T., Trolle, D., Andersen, H. E., Thodsen, H., Erdoğan, Ş., Levi, E. E., Filiz, N., Jeppesen, E. e Beklioglu, M. (2017). Future water availability in the largest freshwater mediterranean lake is at great risk as evidenced from simulations with the swat model. *Science of the Total Environment*, 581:413–425.
- Bucak, T., Trolle, D., Tavşanoğlu, Ü. N., Çakıroğlu, A. İ., Özen, A., Jeppesen, E. e Beklioglu, M. (2018). Modeling the effects of climatic and land use changes on



- phytoplankton and water quality of the largest turkish freshwater lake: Lake beyşehir. *Science of the Total Environment*, 621:802–816.
- Buchianeri, V. C. (2004). *Geração da série histórica de vazão por meio do modelo SMAP: subsídio para o plano de manejo da bacia do Rio Grande de Ubatuba*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Buckingham, E. (1907). Studies on the movement of soil moisture. *US Dept. Agric. Bur. Soils Bull.*, 38.
- Cardinale, B. J. (2011). Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 472(7341):86.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes1. *Limnology and oceanography*, 22(2):361–369.
- Carneiro, L. (2015). Mapeamento de solos como ferramenta de manejo e conservação ambiental. Monografia (Bacharel em Engenharia Ambiental), UNIFEI (Universidade Federal de Itajubá), Itajubá, Brasil.
- Carpenter, S. R., Cole, J. J., Pace, M. L. e Wilkinson, G. M. (2016). Response of plankton to nutrients, planktivory and terrestrial organic matter: a model analysis of whole-lake experiments. *Ecology letters*, 19(3):230–239.
- Chapra, S. C. (2008). *Surface water-quality modeling*. Waveland press.
- CONAMA, R. (2005). 357, de 17 de março de 2005. *Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*, 357.
- Cook, H. L. (1937). The nature and controlling variables of the water erosion process. *Soil science society of America Journal*, 1(C):487–494.
- Cotovicz Junior, L. C., Brandini, N., Knoppers, B. A., Mizerkowski, B. D., Sterza, J. M., Ovalle, A. R. C. e Medeiros, P. R. P. (2013). Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 185(4):3297–3311.
- Cunha, C., CARNEIRO, C., GOBBI, E. e ANDREOLI, C. (2011). Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva. *Estudo interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Curitiba: UFPR*, 1.
- da Silva, B. B., Lopes, G. M. e de Azevedo, P. V. (2005). Determinação do albedo de áreas irrigadas com base em imagens landsat 5-tm. *Rev. Bras. Agrometeorologia*, 13(2):11–21.

- Daggupati, P., Yen, H., White, M., Srinivasan, R., Arnold, J., Keitzer, C. e Sowa, S. (2015). Impact of model development decision on hydrological processes and streamflow. Em *Hydrol. Proc.*, volume 29, páginas 5307–5320.
- Dahlgren, S. e Kautsky, L. (2004). Can different vegetative states in shallow coastal bays of the baltic sea be linked to internal nutrient levels and external nutrient load? *Hydrobiologia*, 514(1-3):249–258.
- de Almeida Rangel, L. e Guerra, A. J. T. (2017). Qualidade física de um cambissolo háplico sob diferentes usos na bacia do córrego dos micos, paraty (rj). *Boletim Goiano de Geografia*, 37(1):91–105.
- de Castro Medeiros, L., Mattos, A., Lüring, M. e Becker, V. (2015). Is the future blue-green or brown? the effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. *Aquatic Ecology*, 49(3):293–307.
- de Águas ANA, A. N. (2017). Hidroweb. [http : //www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes\\_historicas\\_bas.jsf](http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_bas.jsf). Accessed on 2017-12-10.
- Deus, R., Brito, D., Kenov, I. A., Lima, M., Costa, V., Medeiros, A., Neves, R. e Alves, C. (2013). Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in tucuruí reservoir, pará, brazil. *Ecological modelling*, 253:28–43.
- Dile, Y. T., Karlberg, L., Daggupati, P., Srinivasan, R., Wiberg, D. e Rockström, J. (2016). Assessing the implications of water harvesting intensification on upstream–downstream ecosystem services: a case study in the lake tana basin. *Science of the Total Environment*, 542:22–35.
- Dodds, W. K. e Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2):155–164.
- dos Santos Brito, A., Libardi, P. L., Anunciato Mota, J. C. e Oliveira Moraes, S. (2011). Estimativa da capacidade de campo pela curva de retenção e pela densidade de fluxo da água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(6).
- Ellison, W. (1944). Studies of raindrop erosion. *Agricultural Engineering*, 25(4):131–136.
- Erol, A. e Randhir, T. O. (2013). Watershed ecosystem modeling of land-use impacts on water quality. *Ecological modelling*, 270:54–63.
- Even, S., Billen, G., Bacq, N., Théry, S., Ruelland, D., Garnier, J., Cugier, P., Poulin, M., Blanc, S., Lamy, F. et al. (2007). New tools for modelling water quality of hydrosystems: An application in the seine river basin in the frame of the water framework directive. *Science of the total environment*, 375(1-3):274–291.

- Félix-Faure, J., Gaillard, J., Descloux, S., Chanudet, V., Poirel, A., Baudoin, J.-M., Avri-  
lier, J.-N., Millery, A. e Dambrine, E. (2018). Contribution of flooded soils to sediment  
and nutrient fluxes in a hydropower reservoir (sarrans, central france). *Ecosystems*,  
páginas 1–19.
- Fernandes, L. F., Gutseit, K. C., Wojciechowski, J., Lagos, P. E. D., Xavier, C. e Wosiack, A.  
(2011). Ecologia do fitoplâncton no reservatório rio verde. *Eutrofização em reservatórios:  
gestão preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Curitiba, Editora  
da UFPR*, páginas 285–306.
- Fernandes Cunha, D. G., Dodds, W. K. e Loiselle, S. A. (2018). Factors related to water  
quality and thresholds for microcystin concentrations in subtropical brazilian reservoirs.  
*Inland Waters*, 8(3):368–380.
- Fernandes Cunha, D. G., Fernandes de Melo Lima, V., Menegante Néri, A., Albino Marafão,  
G., Cristina Poli Miwa, A., do Carmo Calijuri, M., Albertino Bendassoli, J., Tromboni,  
F. e Maranger, R. (2017). Uptake rates of ammonium and nitrate by phytoplankton  
communities in two eutrophic tropical reservoirs. *International Review of Hydrobiology*,  
102(5-6):125–134.
- Figueiredo Portugal, A., Del’Arco Vinhas Costa, O., Costa, L. M. d. e Costa Moreira dos  
Santos, B. (2008). Atributos químicos e físicos de um cambissolo háplico tb distrófico  
sob diferentes usos na zona da mata mineira. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*,  
32(1).
- Filstrup, C. T. e Downing, J. A. (2017). Relationship of chlorophyll to phosphorus and  
nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland Waters*, 7(4):385–400.
- Fragoso Jr, C. R., Ferreira, T. F. e da Motta Marques, D. (2009). *Modelagem ecológica  
em ecossistemas aquáticos*. Oficina de Textos.
- Freire, R. H. F. (2007). *Contribuição ao conhecimento limnológico de reservatórios do  
semi-árido brasileiro que abastecem a região metropolitana de Fortaleza: Açudes Pacajus  
e Gavião (Ceará, Brasil)*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Garee, K., Chen, X., Bao, A., Wang, Y. e Meng, F. (2017). Hydrological modeling of  
the upper indus basin: A case study from a high-altitude glacierized catchment hunza.  
*Water*, 9(1):17.
- Gomes, L. e Miranda, L. (2001). Hydrologic and climatic regimes limit phytoplankton  
biomass in reservoirs of the upper paraná river basin, brazil. *Hydrobiologia*, 457(1-3):205–  
214.

- Gomez, J. D. P. (2012). *Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Gonçalves, Martins de Araújo; Dicesar, A. e Libardi, P. L. (2013). Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(5).
- Green, C. e Van Griensven, A. (2008). Autocalibration in hydrologic modeling: Using swat2005 in small-scale watersheds. *Environmental Modelling & Software*, 23(4):422–434.
- Guildford, S. J. e Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45(6):1213–1223.
- Hallouin, T., Bruen, M., Christie, M., Bullock, C. e Kelly-Quinn, M. (2018). Challenges in using hydrology and water quality models for assessing freshwater ecosystem services: A review. *Geosciences*, 8(2):45.
- Hamilton, D. P. e Schladow, S. G. (1997). Prediction of water quality in lakes and reservoirs. part i—model description. *Ecological Modelling*, 96(1-3):91–110.
- Havens, K. E., James, R. T., East, T. L. e Smith, V. H. (2003). N: P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*, 122(3):379–390.
- Horton, R. E. (1941). An approach toward a physical interpretation of infiltration-capacity 1. *Soil Science Society of America Journal*, 5(C):399–417.
- Huang, Z., Xue, B. e Pang, Y. (2009). Simulation on stream flow and nutrient loadings in gucheng lake, low yangtze river basin, based on swat model. *Quaternary International*, 208(1-2):109–115.
- IAP, I. A. D. P. (2017). Qualidade das águas dos reservatórios do estado do paraná.
- Janssen, A. B., Arhonditsis, G. B., Beusen, A., Bolding, K., Bruce, L., Bruggeman, J., Couture, R.-M., Downing, A. S., Elliott, J. A., Frassl, M. A. et al. (2015). Exploring, exploiting and evolving diversity of aquatic ecosystem models: a community perspective. *Aquatic ecology*, 49(4):513–548.
- Johnes, P. J. (1996). Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of hydrology*, 183(3-4):323–349.

- Jossette, G., Leporcq, B., Sanchez, N. et al. (1999). Biogeochemical mass-balances (c, n, p, si) in three large reservoirs of the seine basin (france). *Biogeochemistry*, 47(2):119–146.
- Jovanovic, N., Bugan, R. D., Tredoux, G., Israel, S., Bishop, R. e Marinus, V. (2017). Hydrogeological modelling of the atlantis aquifer for management support to the atlantis water supply scheme. *Water SA*, 43(1):122–138.
- Jury, W., Gardner, W. e Gardner, W. (1991). *Soil Physics*, 5th.
- Jury, W. A. e Flühler, H. (1992). Transport of chemicals through soil: Mechanisms, models, and field applications. Em *Advances in agronomy*, volume 47, páginas 141–201. Elsevier.
- Kostiakov, A. N. (1932). On the dynamics of the coefficient of water percolation in soils and the necessity of studying it from the dynamic point of view for the purposes of amelioration. *Trans. Sixth Comm. Int. Soc. Soil Sci.*, 1:7–21.
- Kratzer, C. R. e Brezonik, P. L. (1981). A carlson-type trophic state index for nitrogen in florida lakes 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 17(4):713–715.
- Kuo, J.-T., Hsieh, M.-H., Lung, W.-S. e She, N. (2007). Using artificial neural network for reservoir eutrophication prediction. *Ecological modelling*, 200(1-2):171–177.
- Lam, Q., Schmalz, B. e Fohrer, N. (2010). Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the swat model. *Agricultural Water Management*, 97(2):317–325.
- Lambin, E. F., Geist, H. J. e Lepers, E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environment and resources*, 28(1):205–241.
- Lamparelli, M. C. (2004). *Graus de trofia em corpos d\’água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Laws, J. O. et al. (1940). Recent studies in raindrops and erosion. *Agric. Engng.*, 21:431–433.
- Li, Y., Zhang, Y., Shi, K., Zhu, G., Zhou, Y., Zhang, Y. e Guo, Y. (2017). Monitoring spatiotemporal variations in nutrients in a large drinking water reservoir and their relationships with hydrological and meteorological conditions based on landsat 8 imagery. *Science of the Total Environment*, 599:1705–1717.
- Libardi, P. L. (2005). *Dinâmica da Água no Solo Vol. 61*. Edusp.

- Lombardi Neto, F., Bellinazzi Jr, R., Galeti, P., LEPSCH, I. e OLIVEIRA, J. d. (1989). Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. *Simpósio sobre terraceamento agrícola*, páginas 99–1.
- Loyola, J. e Prevedello, C. (2003). Analytical models to estimate the soil water redistribution process. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(5):783–787.
- Macedo, C. F. e Sipaubá-Tavares, L. H. (2010). Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. *Bol. Inst. Pesca*, 36(2):149–163.
- Machado, A. R., Junior, M., Vieira, A. e Wendland, E. C. (2017). J2000/jams model evaluation for brazilian watersheds hydrological simulation. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 22(2):327–340.
- Marchetto, A., Padedda, B. M., Mariani, M. A., Luglie, A. e Sechi, N. (2009). A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, 68(1):106–121.
- McBratney, A. B., Minasny, B., Cattle, S. R. e Vervoort, R. W. (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. *Geoderma*, 109(1-2):41–73.
- Menezes, R. S. e Salcedo, I. H. (2007). Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um neossolo regolítico cultivado com milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(4):361–367.
- Mercante, C. e Tucci-Moura, A. (1999). Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(1):1–14.
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E. e Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*, 59:303–327.
- Mishra, P., Garg, V. e Dutt, K. (2019). Seasonal dynamics of phytoplankton population and water quality in Bidoli reservoir. *Environmental monitoring and assessment*, 191(3):130.
- Mobilia, M., Longobardi, A. e Sartor, J. F. (2017). Including a-priori assessment of actual evapotranspiration for green roof daily scale hydrological modelling. *Water*, 9(2):72.
- Moldan, B. e Cerny, J. (1994). *Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research*. Número 551.48 B615. John Wiley & Sons.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D. e Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3):885–900.

- Moss, B., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L. e Liu, Z. (2013). Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, 710(1):3–21.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L. et al. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland waters*, 1(2):101–105.
- Musgrave, G. (1947). The quantitative evaluation of factors in water erosion—a first approximation. *J. of Soil and Water conservation*, 2:133–138.
- Muttiah, R. S. e Wurbs, R. A. (2002). Scale-dependent soil and climate variability effects on watershed water balance of the swat model. *Journal of Hydrology*, 256(3):264–285.
- Na, E. H. e Park, S. S. (2006). A hydrodynamic and water quality modeling study of spatial and temporal patterns of phytoplankton growth in a stratified lake with buoyant incoming flow. *Ecological Modelling*, 199(3):298–314.
- Nash, J. E. e Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part i—a discussion of principles. *Journal of hydrology*, 10(3):282–290.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. e Williams, J. R. (2011). Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009. Relatório técnico, Texas Water Resources Institute.
- Nelson, D. e Sommers, L. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter1. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, (methodsofsoilan2):539–579.
- PARANÁ, S. D. A. E. D. A. D. (2017). Seab. [http : //www.agricultura.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo = 137](http://www.agricultura.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=137). Accessed on 2018-12-10.
- Patowary, S. e Sarma, A. K. (2017). A modified hydrodynamic model for routing unsteady flow in a river having piedmont zone. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 65(1):60–67.
- Paula, E. V. d. (2010). *Análise da produção de sedimentos na área de drenagem da Baía de Antonina/PR: uma abordagem geopedológica*. 155 f. Tese de doutorado, Tese (Doutorado)-Curso de Geografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Penalba, O. C., Rivera, J. A. e Pántano, V. C. (2014). The claris lpb database: constructing a long-term daily hydro-meteorological dataset for la plata basin, southern south america. *Geoscience Data Journal*, 1(1):20–29.



- Phillip, J. (1957). The theory of infiltration: 4. sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil sci*, 84(3):257–264.
- Pimentel, L. (2015). *Hidrologia: Engenharia e meio ambiente*. Elsevier Brasil.
- Pires da Silva, Á., Tormena, C. A., Fidalski, J. e Imhoff, S. (2008). Funções de pedo-transferência para as curvas de retenção de água e de resistência do solo à penetração. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(1).
- Prevedello, C. e Prevedello, B. (1987). Emprego da função "spline" cúbica na obtenção da condutividade hidráulica em solo não saturado. *Revista do Setor de Agrárias, Curitiba*, 9:121–137.
- Prevedello, C. L. e Armindo, R. A. (2015). *Física do solo: com problemas resolvidos*. Curitiba: C.L. Prevedello.
- Prevedello, C. L. e Loyola, J. M. (2002). Modelo para estimar as propriedades hidráulicas de meios porosos a partir da curva granulométrica. Em *CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, São Paulo*, páginas 467–472.
- Prosnier, L., Loreau, M. e Hulot, F. D. (2015). Modeling the direct and indirect effects of copper on phytoplankton–zooplankton interactions. *Aquatic Toxicology*, 162:73–81.
- Radcliffe, D. E. e Cabrera, M. L. (2006). *Modeling phosphorus in the environment*. CRC Press.
- Rangel, L. M., Silva, L. H., Rosa, P., Roland, F. e Huszar, V. L. (2012). Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, 693(1):13–28.
- Rast, W. e Holland, M. (1988). Eutrophication of lakes and reservoirs: a framework for making management decisions. *Ambio*, páginas 2–12.
- Rees, W. G. (2012). *Physical principles of remote sensing*. Cambridge University Press.
- Rheinheimer, D. d. S., Costa de Campos, B.-H., Giacomini, S. J., Conceição, P. C. e Bortoluzzi, E. C. (2008). Comparação de métodos de determinação de carbono orgânico total no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(1).
- Richards, L. A. (1928). The usefulness of capillary potential to soil-moisture and plant investigations. *J. Agr. Research*, 37:719–742.
- Rocha Junior, C. A. N. d., Costa, M. R. A. d., Menezes, R. F., Attayde, J. L. e Becker, V. (2018). Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30.



- Romanowicz, A. A., Vanclooster, M., Rounsevell, M. e La Junesse, I. (2005). Sensitivity of the swat model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the thyle catchment, belgium. *Ecological Modelling*, 187(1):27–39.
- Rosman, P. (2000). Referência técnica do sisbahia–sistema base de hidrodinâmica ambiental. 151f. Relatório técnico, Relatório COPPETEC-PENO-565, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- Rozario, P. F., Oduor, P., Kotchman, L. e Kangas, M. (2016). Quantifying spatiotemporal change in landuse and land cover and accessing water quality: a case study of missouri watershed james sub-region, north dakota. *Journal of Geographic Information System*, 8(06):663–682.
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. e Garnier, J. (2007). Seneque: a multi-scaling gis interface to the riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Science of the Total Environment*, 375(1-3):257–273.
- Santos, G. G., Griebeler, N. P. e de Oliveira, L. F. (2010). Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, 14(2).
- Santos, R. d., Lemos, R. d., Santos, H. d., KER, J. C., Anjos, L. d. e Shimizu, S. (2005). *Manual de descrição e coleta de solo no campo*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- Sartori, A., Lombardi Neto, F. e Genovez, A. M. (2005). Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos estados unidos parte 1: Classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(4):05–18.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C. e Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856):591.
- Sharpley, A., Jones, C., Gray, C. e Cole, C. (1984). A simplified soil and plant phosphorus model: Ii. prediction of labile, organic, and sorbed phosphorus 1. *Soil Science Society of America Journal*, 48(4):805–809.
- Smith, D. D. (1941). Interpretation of soil conservation data for field use. *Agric. Engg.*, 22:173–175.
- Smith, V. H. e Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in ecology & evolution*, 24(4):201–207.
- SOARES, M. R. G. d. J., Fiori, C. O., SILVEIRA, C. T. d. e Kaviski, E. (2017). Eficiência do método curve number de retenção de águas pluviais. *Mercator (Fortaleza)*, 16.

- Solos, E. (2013). Sistema brasileiro de classificação de solos. *Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro*.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S. e Jeppesen, E. (2017). Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia*, 795(1):35–48.
- Soranno, P., Hubler, S., Carpenter, S. e Lathrop, R. (1996). Phosphorus loads to surface waters: a simple model to account for spatial pattern of land use. *Ecological Applications*, 6(3):865–878.
- Soranno, P. A., Cheruvilil, K. S., Wagner, T., Webster, K. E. e Bremigan, M. T. (2015). Effects of land use on lake nutrients: the importance of scale, hydrologic connectivity, and region. *PloS one*, 10(8):e0135454.
- Steffen, W., Sanderson, R. A., Tyson, P. D., Jäger, J., Matson, P. A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.-J., Turner, B. L. et al. (2006). *Global change and the earth system: a planet under pressure*. Springer Science & Business Media.
- Sterner, R. W. (2008). On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *International Review of Hydrobiology*, 93(4-5):433–445.
- Thorntwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical review*, 38(1):55–94.
- Tian, Y., Wang, S., Bai, X., Luo, G. e Xu, Y. (2016). Trade-offs among ecosystem services in a typical karst watershed, sw china. *Science of The Total Environment*, 566:1297–1308.
- Tilman, D., Kilham, S. S. e Kilham, P. (1982). Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual review of Ecology and Systematics*, 13(1):349–372.
- Toledo, A. P. d., Talarico, M., Chinez, S. J., Agudo, E. G. e de Saneamento Ambiental, C. d. T. (1983). Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos reservatórios tropicais. Em *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12, páginas 1–34. Cetesb.
- Townsend, C., Begon, M., Harper, J. et al. (2008). Essentials of ecology. *Essentials of ecology.*, (Ed. 3).
- Tucci, C. E. et al. (1998). *Modelos hidrológicos*. UFRGS.
- Tucci, C. E. M. (1986). Modelos matemáticos em hidrologia e hidráulica. *Revista Brasileira de Engenharia*, 2.

- Tyagi, J., Mishra, S., Singh, R. e Singh, V. (2008). Scs-cn based time-distributed sediment yield model. *Journal of hydrology*, 352(3-4):388–403.
- United States, Department of Agriculture, S. C. S. (1987). *Hydrology: National Engineering Handbook*. US Department of Agriculture.
- Van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils 1. *Soil science society of America journal*, 44(5):892–898.
- Veihmeyer, F. e Hendrickson, A. (1949). Methods of measuring field capacity and permanent wilting percentage of soils. *Soil science*, 68(1):75–94.
- Vidal, T. F. e Neto, J. C. (2014). Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, 18(4).
- Visser, P. M., Ibelings, B. W., Bormans, M. e Huisman, J. (2016). Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 50(3):423–441.
- Wang, J., Shi, P., Jiang, P., Hu, J., Qu, S., Chen, X., Chen, Y., Dai, Y. e Xiao, Z. (2017). Application of bp neural network algorithm in traditional hydrological model for flood forecasting. *Water*, 9(1):48.
- Watson, S. B., Miller, C., Arhonditsis, G., Boyer, G. L., Carmichael, W., Charlton, M. N., Confesor, R., Depew, D. C., Höök, T. O., Ludsins, S. A. et al. (2016). The re-eutrophication of lake erie: Harmful algal blooms and hypoxia. *Harmful Algae*, 56:44–66.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.
- Williams, J. R. e Singh, V. (1995). Computer models of watershed hydrology. *chap. The EPIC Model, Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO*, páginas 909–1000.
- Wilson, C. O. (2015). Land use/land cover water quality nexus: quantifying anthropogenic influences on surface water quality. *Environmental monitoring and assessment*, 187(7):424.
- Wischmeier, W. H. e Smith, D. D. (1958). Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 39(2):285–291.
- WU, T.-f., GAO, G., CHAO, J.-y. e QIN, B.-q. (2009). Analysis on factors inducing algal bloom in reservoir based on basin eutrophication model [j]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 4:003.

- XU, Y.-l., QIN, Y.-m., LI, H.-e. e NI, Y.-m. (2009). Application of swat model to non-point source pollution simulation in heihe river basin of shaanxi province [j]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 4:028.
- Zingg, A. W. et al. (1940). Degree and length of land slope as it affects soil loss in run-off. *Agric. Engng.*, 21:59–64.

## Apêndice A: Atributos físico-químicos do solo

O balanço hídrico de bacias hidrográficas está sujeito à variabilidade do clima, do solo e seu uso (Muttiah e Wurbs, 2002). Segundo Romanowicz et al. (2005), modelos hidrológicos distribuídos como o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) são sensíveis às propriedades físicas do solo e da sua cobertura e as considerações sobre escala e detalhamento dos mapas pedológicos e de uso do solo são pouco exploradas em geral. As próximas seções apresentam os principais conceitos e atributos do solo modelados e a metodologia de obtenção e tratamento dos dados de solo e uso do solo. Procurou-se apresentar a descrição das principais equações utilizadas no modelo que regem os processos de movimentação da água no solo.

- **Infiltração:** A infiltração é o processo pelo qual a água no estado líquido penetra no solo. Após determinado período de tempo de infiltração num perfil de solo uniforme, a distribuição da umidade com a profundidade pode ser caracterizada pelas zonas saturada, de transição, transmissão, molhamento e frente de molhamento Prevedello e Armindo (2015).

O termo taxa de infiltração refere-se à quantidade de água que atravessa a unidade de área da superfície do solo por unidade de tempo Libardi (2005). Existem várias formulações desenvolvidas empiricamente ou a partir de considerações físicas para expressar a lei da infiltração da água nos solos Libardi (2005). Elas se aplicam somente a solos homogêneos e que permanecem homogêneos durante o processo Libardi (2005); Prevedello e Armindo (2015). O *SWAT* utiliza os modelos SCS Curve Number (ver seção 3.1.2) ou Green-Ampt (1911) para calcular a taxa de infiltração. Outros modelos, que possuem base empírica para a estimativa podem ser encontrados em Kostiaikov (1932), Horton (1941) e Phillip (1957) e não são utilizados pelo *software*.

- **Grupos de Saturação:**

Na hidrologia a classificação dos solos está relacionada com os objetivos: suscetibilidade a erosão e a produção de escoamento (Sartori et al., 2005). O Serviço de Conservação do Solo (SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos realizou uma classificação baseada na premissa de que os perfis de solo

com características semelhantes (espessura, textura, conteúdo de matéria orgânica, estrutura e grau de expansão) responderão de forma semelhante a uma chuva de grande duração e intensidade considerável (United States, 1987; Sartori et al., 2005).

Os grupos de saturação foram divididos em quatro categorias (A, B, C e D), e sua adaptação para os solos brasileiros foi realizada por Lombardi Neto et al. (1989) e Sartori et al. (2005) considerando o sistema brasileiro de classificação de solos (Solos, 2013). Uma ressalva para essa metodologia cabe para solos das regiões amazônica e nordeste (muito úmidos e muito secos, respectivamente), que não é o caso da bacia em estudo. As categorias seguem descritas a seguir, conforme Sartori et al. (2005)

- Grupo Hidrológico A: São solos muito profundos (profundidade maior que 200 cm) ou profundos (100 a 200 cm). Apresentam alta taxa de infiltração, alto grau de resistência e tolerância à erosão. Se tratam de solos porosos com baixo gradiente textural. Podem ter textura média ou textura argilosa ou muito argilosa desde que a estrutura proporcione alta macroporosidade em todo o perfil. São solos bem drenados ou excessivamente drenados. Enquadram-se neste grupo: Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Vermelho, ambos de textura argilosa ou muito argilosa e com alta macroporosidade; Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial não arenoso.
- Grupo Hidrológico B: São solos profundos (entre 100 e 200 cm) que apresentam moderada taxa de infiltração, mas com moderada resistência e tolerância a erosão e gradiente textural variando entre 1,20 e 1,50. A textura ao longo do perfil é arenosa ou textura média com horizonte superficial arenoso e também incluem solos de textura argilosa ou muito argilosa desde que a estrutura proporcione boa macroporosidade em todo o perfil e argilas de baixa atividade (Tb). Enquadra-se neste grupo o: Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial de textura arenosa; Nitossolo Vermelho; Neossolo Quartzarênico; Argissolo Vermelho ou Vermelho Amarelo de textura arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa ou argilosa/muito argilosa que não apresentam mudança textural abrupta.
- Grupo Hidrológico C: São solos profundos (100 a 200 cm) ou pouco profundos (50 a 100 cm) e com baixa taxa de infiltração e baixa resistência e tolerância à erosão. Possuem gradiente textural maior que 1,50 e comumente apresentam mudança textural abrupta e são associados a argila de atividade baixa (Tb).

A textura nos horizontes superficial e subsuperficial pode ser: arenosa/média e média/argilosa apresentando mudança textural abrupta; arenosa/argilosa e arenosa/muito argilosa. Enquadra-se neste grupo o: Argissolo pouco profundo, mas não apresentando mudança textural abrupta ou Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos profundos e apresentando mudança textural abrupta; Cambissolo de textura média e Cambissolo Háptico ou Húmico, mas com caracter latossólico.

- Grupo Hidrológico D: São solos rasos (profundidade menor que 50 cm) com taxa de infiltração muito baixa oferecendo pouquíssima resistência e tolerância a erosão, solos pouco profundos associados à mudança textural abrupta ou solos profundos apresentando mudança textural abrupta aliada à argila de alta atividade (Ta). Também se enquadram solos orgânicos. Enquadra-se neste grupo o: Neossolo Litólico; Organossolo; Gleissolo; Chernossolo; Planossolo; Vertissolo; Alissolo; Luvisolo; Plintossolo; solos de mangue; afloramentos de rocha; demais Cambissolos que não se enquadram no Grupo C; Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos pouco profundos e associados à mudança textural abrupta.

No *SWAT* o solo quando inserido pelo usuário deve conter o atributo do grupo de saturação (A, B, C ou D), cuja variável no *software* é definida por HYDGRP.

- **Granulometria e Textura:** O tamanho das partículas influencia o volume de espaços vazios formados na decomposição das rochas e depósitos dos solos Pimentel (2015). A Embrapa (Santos et al., 2005) classifica os tamanhos das partículas do solo, também conhecidas como granulometria, de acordo com a seguinte escala:

Tabela A.1: Classificação granulométrica de acordo com Santos et al. (2005)

Classificação	Diâmetro	
Argila	<0.002	mm
Silte	0.002 - 0.05	mm
Areia fina	0.05 - 0.20	mm
Areia grossa	0.20 - 2.00	mm

Com base na granulometria, é possível realizar a classificação textural dos solos por meio do triangulo textural que conta com 12 classes de textura que variam suas composições com silte, areia e argila.

- **Densidade Aparente e Porosidade:** A porosidade do solo  $\alpha$  é expressa na

forma (Prevedello e Armindo, 2015):

$$\alpha = \frac{V_p}{V_t} [\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}] \quad (\text{A.1})$$

Onde  $V_p$  é o volume total de poros do solo e  $V_t$  o volume total do solo. Esta equação ainda pode ser reescrita com base nas relações entre as massa específicas do solo seco  $\rho_{ss}$  e total do solo  $\rho_p$ .

$$\alpha \approx 1 - \frac{\rho_{ss}}{\rho_p} \quad (\text{A.2})$$

A densidade aparente do solo, ou densidade relativa se refere a medida de comparação entre a massa específica do solo  $\rho_p$  e a massa específica da água pura a 277K,  $\rho_a$ , ambas em  $\text{Kg} \cdot \text{m}^{-3}$ . É expressa na forma:

$$\rho_r = \frac{\rho_p}{\rho_a} \quad (\text{A.3})$$

- **Erodibilidade - Equação Universal de Perda do Solo:** O termo erodibilidade foi proposto por Cook (1937) como a susceptibilidade do solo à erosão. Sua quantificação é de grande importância em diversas formas, principalmente para fins agrícolas (fertilidade dos solos, perda dos solos cultiváveis), de estabilidade de solos para mapas de riscos e também na qualidade da água. Segundo Santos et al. (2010) o processo de erosão influencia muito na qualidade de água de um corpo hídrico, promovendo o aumento de materiais em suspensão, sólidos e nutrientes, diminuindo consequentemente a quantidade de oxigênio dissolvido na água. Assim, a bacia hidrográfica é a unidade morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas (Moldan e Cerny, 1994). Em 1958 Wischmeier (Wischmeier e Smith, 1958) baseado em experimentos próprios e nos trabalhos de Zingg et al. (1940); Laws et al. (1940); Ellison (1944); Smith (1941); Browning et al. (1947); Musgrave (1947) formulou uma metodologia em conjunto com Smith combinando os fatores de erosividade (R), erodibilidade (K), topografia (LS), cobertura vegetal (C) e as práticas de conservação agrícolas (P) para em 1978 expressar a quantidade de perda do solo em  $\text{Mg} \cdot \text{ha}_{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  de acordo com a formulação (equação A.4) denominada Equação Universal de Perda do Solo (no inglês *USLE*) (Gomez, 2012).

$$A[\text{Mg} \cdot \text{ha}_{-1} \cdot \text{ano}^{-1}] = RKLSCP \quad (\text{A.4})$$

- **Carbono orgânico do solo:** De modo geral, considera-se que a matéria orgânica



do solo contém cerca de 58 % de C, em relação à massa total. Assim, a determinação do carbono orgânico total (COT) tem sido utilizada para estimar quantitativamente a fração orgânica do solo (Rheinheimer et al., 2008; Nelson e Sommers, 1982), o que auxilia no entendimento de suas várias propriedades químicas, físicas e biológicas (Rheinheimer et al., 2008). É expressa em  $g.Kg^{-1}$  e requerido como parâmetro de entrada do *SWAT* como *SOL\_CBN*.

- **Albedo:** O albedo é uma propriedade que expressa o poder de reflexão de uma superfície determinada pela relação entre a radiação refletida  $E_r$  sobre a radiação incidida  $E_i$  (Rees, 2012).

$$A = \frac{E_r}{E_i} \quad (A.5)$$

O saldo de radiação constitui o principal responsável pelo aquecimento do solo, do ar e pela evapotranspiração da vegetação e cultivos (da Silva et al., 2005). Para o cálculo do balanço hídrico no *SWAT* este é um atributo requerido, denominado por *SOL\_ALB*.

- **Condutividade hidráulica:** A condutividade hidráulica é uma propriedade do solo (meio poroso), que expressa a facilidade com que a água nele se movimenta; é importante para o manejo do solo, para a produção das culturas e para a preservação do solo e do ambiente (Libardi, 2005; Gonçalves e Libardi, 2013). Essa propriedade é de grande importância para os parâmetros de solo do *SWAT* para o balanço hídrico da água na fase de cálculo terrena do modelo. Henry Darcy definiu essa propriedade em seu trabalho como a constante K como permeabilidade hidráulica (Prevedello e Armindo, 2015). Em seu trabalho desenvolveu a fórmula que é conhecida hoje como Lei de Darcy (equação A.6) para descrever o fluxo da água em areias e que estabelece que a quantidade de água que passa por unidade de tempo e de área pelo meio poroso saturado é proporcional ao gradiente de potencial total da água nesse meio. foi generalizada para diversos meios porosos (Prevedello e Armindo, 2015; Libardi, 2005; Gonçalves e Libardi, 2013).

$$q = \frac{V}{At} = -K \frac{dh}{ds} \quad (A.6)$$

Onde  $q$  é a densidade do fluxo em  $m.s^{-1}$ ,  $K$  é o coeficiente de permeabilidade hidráulica em  $m.s^{-1}$ ,  $dh/ds$  é o gradiente de potencial hidráulico,  $h$  é o potencial hidráulico em  $m$ ,  $s$  é uma coordenada de posição em  $m$ ,  $V$  é o volume em  $m^3$ ,  $A$  é a área em  $m^2$  e  $t$  é a unidade de tempo em  $s$ . O valor de K, permeabilidade ou condutividade hidráulica, é constante para cada meio e para cada fluido sob mesmas condições Prevedello e Armindo (2015) e embora a sua determinação se

dê para solos saturados, geralmente este não é o estado em que os mesmos são encontrados naturalmente. Dessa forma, é preciso utilizar-se de equações que descrevem a dinâmica da água em solos não saturados para extrair propriedades como a capacidade de campo (SOL\_AWC).

- **Condutividade Hidráulica de solos não saturados:** Embora o estudo da dinâmica da água em solo saturado seja importante, os solos geralmente não se encontram nesse estado, mas mesmo assim armazenam considerável quantidade de água, parte da qual deve ser utilizada pelas plantas Prevedello e Armindo (2015). A equação de Darcy se aplica para quantificar o movimento de um líquido que satura no meio poroso. Para quantificar o movimento da solução em solos não saturados, o primeiro estudo conhecido foi desenvolvido por Buckingham Buckingham (1907); Libardi (2005). A equação teorizada no estudo pode ser transcrita da seguinte forma (equação A.7) :

$$\vec{q} = -K(\theta)\vec{\nabla}\phi_m(\theta) \quad (\text{A.7})$$

Onde  $\vec{q}$  é a densidade de fluxo da solução;  $K(\theta)$  é a função de condutividade hidráulica;  $\phi_m(\theta)$  é a função potencial mátrico, e o  $\theta$  o conteúdo da água volumétrico no solo Libardi (2005).

A equação de Buckingham Buckingham (1907) chamou atenção para o fato de que o movimento da água em qualquer solo não saturado é dependente de sua permeabilidade e das forças envolvidas coma secagem do solo, sem fazer menção à componente gravitacional z Prevedello e Armindo (2015).

Em 1928, um trabalho publicado por Richards Richards (1928) trouxe a definição do potencial total  $\phi_t$  como a soma do potencial mátrico  $\phi_m$  e o potencial gravitacional  $\phi_g$  e reescreveu a equação do movimento da solução como:

$$\vec{q} = -K(\theta)\vec{\nabla}\phi_t \quad (\text{A.8})$$

A equação A.8 descrita acima é conhecida como Equação de Darcy-Buckingham.

- **Funções de condutividade  $K(\theta)$  e difusividade hidráulica  $D(\theta)$**  Segundo Prevedello e Armindo (2015), nas aplicações quantitativas da teoria do movimento de água que estão envolvidos os processos de infiltração, redistribuição e evaporação da água pelos solos, quando se visa entendê-los com profundidade há necessidade do conhecimento das propriedades hidráulicas desses meios. Ainda Prevedello e

Armindo (2015) traz que as funções  $K(\theta)$  e  $D(\theta)$  possuem métodos de determinação que podem ser classificados.

"De acordo com o regime de fluxo de água que se estabelece no solo, pode-se dividir os métodos de determinação das funções  $K(\theta)$  e  $D(\theta)$  em dois grandes grupos: (i) métodos baseados na condição de regime de fluxo não transiente; e (ii) métodos baseados na condição de regime de fluxo transiente. No primeiro caso, a densidade de fluxo e o gradiente hidráulico são medidos num sistema de fluxo unidirecional, onde a umidade não varia com o tempo. Neste caso, a equação de Buckingham-Darcy é utilizada diretamente na determinação da permeabilidade, sendo que ela é associada com a pressão ( $p/\rho_g$ ) ou umidade ( $\theta$ ) na posição e tempo nos quais a densidade de fluxo e o gradiente são medidos. No segundo caso a dependência temporal de alguns aspectos do comportamento do sistema de fluxo é utilizada na determinação das funções  $K(\theta)$  e  $D(\theta)$ . Esse grupo compreende métodos que se utilizam de uma das seguintes técnicas: (i) da entrada ou saída do fluxo; (ii) do perfil instantâneo; e (iii) da curva de retenção e da permeabilidade hidráulica na saturação (métodos indiretos)." (Prevedello e Armindo, 2015)

O modelo indireto para a curva de retenção utilizado neste estudo é o de Van Genuchten (1980). Ele sugeriu para a curva de retenção a expressão (equação A.9) empírica (Prevedello e Armindo, 2015):

$$\Theta = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{[1 + (\alpha |p/\rho_g|^n)]^m} \quad (\text{A.9})$$

Prevedello e Armindo (2015) ressaltam ainda que atualmente se sabe que a chance do modelo de Van Genuchten (1980) ajustar-se satisfatoriamente aos valores medidos em uma curva de retenção é bem maior do que por qualquer outro método proposto, na maioria dos casos. Sendo isto fundamental para alcançar precisão nas estimativas das propriedades hidráulicas porque todas elas são dependentes dos parâmetros de ajuste da curva de retenção.

- **Capacidade de campo:** Os fluxos que ocorrem dentro do solo fazem parte de importantes processos do ciclo hidrológico. Quando o processo de infiltração se encerra, por exemplo, o movimento da água dentro do perfil de solo não cessa imediatamente e pode persistir por muito tempo. Esse movimento pós-infiltração é denominado drenagem interna ou redistribuição e se caracteriza em aumentar a umidade de camadas mais profundas pela água contida nas camadas superficiais inicialmente umedecidas Jury et al. (1991); Jury e Flühler (1992); Loyola e Prevedello (2003); Prevedello e Armindo (2015).

Prevedello e Armindo (2015) define que o solo, na capacidade de campo, encontra-se com a máxima quantidade de água que ele pode reter contra a ação da força gravitacional terrestre. Porém, a capacidade de campo não é uma característica física do solo, embora tenha sido aceita por muito tempo como tal Prevedello e Armindo (2015); Veihmeyer e Hendrickson (1949).

A dificuldade em se estabelecer com precisão a capacidade de campo em um solo reside no fato de que tal condição é decorrente de um processo dinâmico, chamado de drenagem interna (redistribuição de água no solo), que ocorre em regime transiente Prevedello e Armindo (2015); dos Santos Brito et al. (2011). A capacidade de campo foi estimada neste estudo por funções de pedotransferência e seu atributo de entrada no *SWAT* é dado por *SOL\_AWC*.

- **Funções de Pedotransferência - FPT:** Funções de pedotransferência podem ser definidas como funções utilizadas para fazer estimativas de propriedades dos solos (ex.: curva de retenção da água) a partir de outras propriedades medidas rotineiramente com maior facilidade e baixo custo (ex.: distribuição granulométrica, matéria orgânica) (Pires da Silva et al., 2008; McBratney et al., 2002).

Em geral, modelos empiricamente fundamentados baseiam-se na regressão de dados e podem levar a grandes erros de estimativa devida as particularidades químicas e climáticas que cada solo esteja submetido (Wosten et. al. (2001) *apud* Prevedello e Armindo (2015)). Assim, as FPT's que sejam provenientes de modelos fisicamente fundamentados conseguem prover simulações que são aplicáveis quaisquer solos que apresentem diferenças climáticas e pedológicas (Prevedello e Armindo, 2015).

O modelo utilizado neste trabalho para estimar os atributos físicos do solo necessários ao *SWAT* (*SOL\_AWC*, *SOL\_K*) foi o *SPLINTEX* desenvolvido por Prevedello e Loyola (2002). Ele utiliza a porcentagem acumulada da fração granulométrica e as massas específicas do solo seco e das partículas (Prevedello e Loyola, 2002; Prevedello e Armindo, 2015). Como resposta obtém-se os parâmetros da curva de retenção hidráulica segundo o modelo de Van Genuchten (1980) e a permeabilidade hidráulica na saturação. Segundo Prevedello e Loyola (2002), o *SPLINTEX* assume que a curva de distribuição acumulada das partículas tem a mesma forma da curva de retenção de água no solo, e assim o modelo translada uma curva na outra utilizando-se a função *spline* cúbica (Prevedello e Prevedello, 1987) e o algoritmo proposto por Arya e Paris (1981).

Tabela A.2: Dados de entrada dos atributos do solo por camada das unidades pedológicas no formato do banco de dados do SWAT.

[illegible]